

89

Robert Mieske

Anaerobe Schlammstabilisierung bei
Faultemperaturen unter 35 °C –
Erweiterung deutscher Bemessungsregeln

89

Robert Mieske

Anaerobe Schlammstabilisierung bei Faul-
temperaturen unter 35 °C –
Erweiterung deutscher Bemessungsregeln

Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft
der Technischen Universität Braunschweig

ISSN 0934-9731

DOI 10.24355/dbbs.084-202103230750-0

Herausgeber:

Gesellschaft zur Förderung des Institutes
für Siedlungswasserwirtschaft an der
Technischen Universität Braunschweig e. V.

Braunschweig 2018



**Technische
Universität
Braunschweig**

VORWORT

Nach Angaben der UN aus dem Jahre 2017 werden weltweit derzeit nur ca. 20 Prozent aller anfallenden kommunalen Abwässer einer geordneten Abwasserreinigung unterzogen, im Umkehrschluss belasten immer noch 80 Prozent aller Abwässer unsere Ökosysteme sowohl mit organischen als auch anorganischen Schmutz- und Schadstoffen.

In vielen Regionen der Welt, insbesondere auch in vielen Entwicklungs- und Schwellenländern, führen diese Belastungen zu unerträglichen ökologischen Beeinträchtigungen, die letztendlich ganze Regionen für den Menschen unbrauchbar machen können. Aus diesem Grund werden derzeit weltweit immense Anstrengungen unternommen, um im Hinblick auf die Abwasserreinigung durch den Bau von Klärwerken deutliche Entlastungen des menschlichen Lebensraumes herbeizuführen.

Konsequenz der ordnungsgemäßen Reinigung von kommunalen aber auch industriellen Abwässern ist das Entstehen von Klärschlamm. Während in Westeuropa beim Bau der Kläranlagen in einem ersten Schritt die ordnungsgemäße Schlammbehandlung und -beseitigung oftmals außer Acht gelassen wurde und damit eine sekundäre Umweltbelastung durch die Klärschlämme in Kauf zu nehmen war, wird heute versucht, beim Neubau von Klärwerken gleichzeitig die Klärschlammbehandlung, die als Voraussetzung für eine sichere Klärschlamm-beseitigung anzusehen ist, mit zu planen, zu errichten und in Betrieb zu nehmen.

Neben der Entwässerung der hochgradig wasserhaltigen entstehenden Schlämme des Klärprozesses ist es vor allem die Stabilisierung der organischen Inhaltsstoffe, die als wichtige Aufgabe zu bewältigen ist. Nicht stabilisierte Schlämme gehen innerhalb weniger Tage, oft sogar weniger Stunden, in Fäulnis über und verbreiten extreme Gerüche, die sowohl einen Transport durch bewohnte Gebiete als auch einen Verbleib in der Nähe von Menschen unmöglich machen.

Grundsätzlich kann die Stabilisierung der organischen Inhaltsstoffe d. h. einen weitestgehenden Abbau der organischen Substanz im Schlamm sowohl durch physikalische, chemische aber auch biologische Prozesse erfolgen. Hierbei stellt mittlerweile weltweit die sogenannte „Anaerobe alkalische Schlammfäulung“ für mittlere und große Anlagen das Mittel der Wahl dar. Im Vergleich zur aeroben Stabilisierung der Schlämme wird zwar zusätzliches Bauvolumen mit den damit verbundenen Kosten nötig, jedoch lassen sich die Betriebskosten minimieren und das entstehende Biogas sogar sinnvoll zur Energieerzeugung einsetzen. In der Bundesrepublik Deutschland wird diese Technik bereits seit hundert Jahren nunmehr auf nahezu tausend Kläranlagen eingesetzt, wobei entsprechend den hiesigen geographischen und klimatischen Rahmen- und Randbedingungen die Anlagen entsprechend konzipiert und ausgerüstet sind. Dies führt zu nicht unerheblichen Investitionskosten, die sich ggf. erst nach 10 oder mehr Jahren amortisieren.

Vor dem Hintergrund der Mittelknappheit in Entwicklungs- und Schwellenländern entsteht hier ein deutlicher planerischer Konflikt. Einerseits kann zur Einsparung von Investitionskosten auf eine anaerobe Schlammstabilisierung zugunsten einer aeroben Variante verzichtet werden, andererseits hat dieser Verzicht dann für viele Jahre und Jahrzehnte erhöhte Betriebskosten zur Folge und umgekehrt. Zielrichtung muss es also sein möglichst preiswerte Schlammfäulungsanlagen in Entwicklungs- und Schwellenländern zu realisieren. Üblicherweise schlagen die reinen Baukosten in Entwicklungs- und Schwellenländern deutlich geringer zu Buche als in der westlichen entwickelten Welt. Dem gegenüber schlagen die Ausrüstungskosten der Maschinenteknik sowie der E-Technik deutlich zu Buche. Konsequenz kann es daher nur sein

Anlagen zu entwerfen und zu konstruieren, die genau diesen kostenintensiven Teil der Technik minimieren.

Neben anderem bedarf eine ordnungsgemäße Schlammfaulung einer konstanten Betriebstemperatur. Hierbei ist es nach bisherigen Erfahrungen für den mesophilen Bereich relativ unwichtig, ob die absolute Temperatur bei 30 oder 35 oder gar 37 °C liegt, wichtig ist die Temperaturkonstanz. Sowohl die Heizungssysteme selbst, die ggf. dazu zusätzlich erforderliche Fremdenergie, als auch die wärmetechnische Gestaltung/Isolierung der Behälter sind kostenintensive Bestandteile von Schlammfaulungsanlagen.

Aufbauend auf konkreten Versuchsergebnissen erarbeitet Herr Mieske in dieser Arbeit Empfehlungen zur Bemessung und zum Betrieb von Schlammfaulungsanlagen in Abhängigkeit der klimatischen Randbedingungen. Hierzu gehören auch klare Empfehlungen dafür, unter welchen Randbedingungen auf eine aufwändige Behälterisolierung verzichtet werden kann.

In der Vergangenheit wurden Faulbehälter entsprechend den klimatischen Randbedingungen bereits oftmals nicht isoliert, jedoch fehlte für die Entscheidung eine klare Vorgabe, die Herr Mieske nunmehr erarbeitet hat.

Der vorliegenden Arbeit ist ebenfalls zu entnehmen, wann und wie Schlammfaulungsanlagen einstufig oder zweistufig gebaut bzw. betrieben werden sollten. In Bezug auf die sachgerechte Betriebsweise von Schlammfaulungsanlagen gibt Herr Mieske weiterhin wichtige Hinweise für den Sommer-/Winterbetrieb, die Probleme der Schlammeindickung, der Faulgasspeicherung und -nutzung, der Desinfektion sowie der Einarbeitung von Co-Substraten um die Faulgasproduktion zu steigern.

Die Arbeit zeigt außerdem auf, in welchen Bereichen für Planung, Bau und Betrieb von Faulungsanlagen weiteres Potential für die zukünftige Forschung zu sehen ist.

In jedem Fall sind die Empfehlungen und Hinweise für Ingenieure, die in kalten oder warmen Klimaten Faulungsanlagen realisieren wollen, ein wichtiges Hilfsmittel.

Die Arbeit von Herrn Mieske entstand im Rahmen des Verbundforschungsvorhabens EXPOVAL. Dem BMBF sei an dieser Stelle für die Finanzierung gedankt.

Braunschweig, im März 2018

Prof. Dr.-Ing. N. Dichtl

KURZFASSUNG

Klärschlamm stellt einen sachgerecht zu behandelnden Reststoff dar, der in Form einer Suspension bei der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung aus Absetzvorgängen entsteht und einer weitergehenden Verwertung oder Entsorgung zugänglich zu machen ist. Die anaerobe Schlammstabilisierung (auch Schlammfäulung genannt) ist im Hinblick auf den Behandlungserfolg und die Wirtschaftlichkeit ab einer Kläranlagengröße von über 10.000 Einwohnerwerten ein etabliertes Verfahren zur Schlammstabilisierung. In den Ländern Mitteleuropas existiert für die anaerobe Schlammstabilisierung eine Vielzahl von Bemessungsregeln, jedoch gibt es kaum detaillierte Empfehlungen für die Bemessung und den Betrieb unter anderweitigen klimatischen Bedingungen.

Ziel der vorliegenden Arbeit war die Übertragung solcher bestehenden Bemessungspraktiken auf Länder, in denen andere klimatische und soziokulturelle Rahmenbedingungen vorherrschen. Dafür wurden über die Dauer von 20 Monaten Untersuchungen zur anaeroben Schlammstabilisierung im Technikumsmaßstab in fünf Versuchsfaulbehältern mit je 50 L Faulvolumen auf zwei Kläranlagen in der Türkei durchgeführt (Kayseri und Konya). Dabei wurden im quasi-kontinuierlichen Betrieb unterhalb der üblich betriebenen mesophilen Betriebstemperaturen von 35 °C bis 40 °C diverse Rohschlämme auf ihr Stabilisierungsverhalten bei verschiedenen Faulzeiten und Faultemperaturen ab 25 °C untersucht.

Anhand der Untersuchungsergebnisse, die mittels Massenbilanzen auf Plausibilität überprüft wurden, konnten die in der Literatur bestehenden Kennzahlen für den erweiterten Faultemperaturbereich von 20 °C bis 34 °C validiert werden. Die Einzelergebnisse wurden in einer Abbaukurve zusammengefasst, und aus der ermittelten Abbaufunktion wurden Empfehlungen für das anzusetzende temperaturabhängige Bemessungsschlammalter ermittelt.

Ein Schwerpunkt der Arbeit lag auf der Erarbeitung von Bemessungs- und Betriebshinweisen für warme und kalte Klimazonen unter Berücksichtigung der Besonderheiten von Entwicklungs-, Schwellen- und Transformationsländern (ESTL). Beispielsweise kommen für Schlammfäulungsanlagen in ESTL warmer Klimazonen u. U. auch Low-Tech-Lösungen in Frage, wie etwa beheizte Faulbehälter ohne Wärmedämmung oder unbeheizte Faulbehälter. Für Kläranlagen in gemäßigten bis kalt-gemäßigten Regionen wurde empfohlen, die Faulbehälter-Beheizung an das aus der Faulgasnutzung zur Verfügung stehende Wärmeangebot (Abwärme aus Kraft-Wärme-Kopplung ohne externe Energiequellen) anzupassen, also einen energieoptimierten saisonalen Sommer/Winter-Betrieb durchzuführen. Abweichend von der üblicherweise vorgegebenen Solltemperatur von 35 bis 40 °C können die Faulraumtemperaturen entsprechend dem jeweils vorhandenen Wärmeangebot in einem dynamischen Faulbehälterbetrieb sukzessive angepasst werden.

ABSTRACT

The worldwide demand for wastewater treatment presents a major challenge for engineers, because commonly used technologies must be adapted to varying local conditions. Sludge produced during wastewater treatment is primarily the organic by-product of mechanical and biological treatment steps. It consists of the solids removed during the treatment processes. A globally increasing degree of wastewater treatment produces increasing quantities of sewage sludge which have to be treated appropriately to avoid negative impacts on the environment. Normally sewage sludge is treated anaerobically (digestion) under mesophilic conditions between 35 °C to 40 °C at large wastewater treatment plants (WWTP). This standard process aims at stabilizing the organic matter and decreasing the sludge volume that needs to be disposed of. In Germany, numerous rules and standards exist for the design and dimensioning of anaerobic sludge stabilization systems taking into account local conditions. In general single-stage treatment processes are designed to improve cost and energy efficiency of the plants. Recent research on the one hand, has focused on increasing gas yield in digesters in order to optimize energy production. On the other hand, research projects have worked on options for stabilizing sludge without external energy input (e.g. soil gas, fuel oil) during cold seasons. In warm countries it is possible to save investment costs for digester isolation, because the energy demand for heating the system is low.

This thesis focuses on the question how digestion temperatures between 35 °C and 25 °C change the required sludge age, if the goal is a fully stabilized sludge for further utilization (e. g. in agriculture) and no addition of external energy besides the biogas produced in the digestion process. Therefore, test trials were carried out in five pilot-scale reactors with 50 litres sludge volume which were fed with raw sludge (primary and excess sludge) at different sludge ages and varying temperatures. The pilot-plant (including automatic feeding system, gas measurement system etc.) was set up in an ISO-freight container at two WWTP's in Turkey (Kayseri and Konya).

The gathered data were completed by mass balances of the parameters COD, phosphorous and nitrogen, which were established to verify that the test system was a closed system. The results of each single reactor were analyzed separately for efficiency of volatile solids reduction η_{VS} (degree of degradation of organic matter) and specific biogas yield (rel. to added organic matter).

On the basis of these research results, key figures given in literature for anaerobic stabilization at temperatures between 34 °C and 20 °C could be validated. Results from the separate reactors were combined to a degradation curve and the calculated degradation function was used to determine recommendations for required sludge ages in various temperature ranges.

Data from the degradation function were also used to develop recommendations for the dimensioning and design of the digesters. Furthermore, recommendations were given regarding energy management in cold and warm climates (e.g. heated digesters without isolation or seasonal heat temperature management).

Inhaltsverzeichnis

1	Hintergrund	1
2	Biochemischer Faulprozess	4
3	Verfahrenstechnik der anaeroben Schlammstabilisierung	8
3.1	Technische Schlammbehandlung	8
3.2	Eindickung und Entwässerung	15
3.3	Organische Raumbelastung und Feststofffrachten	17
3.4	Faulgasanfall (Q_{FG}) und -ausbeute (Q_{FGA})	18
4	Einflussfaktoren	26
4.1	Äußere Bedingungen	26
4.1.1	Besondere Verhältnisse vor Ort	26
4.1.2	Klimageografische und soziokulturelle Aspekte	27
4.1.3	Einfluss hoher Abwasser- und Umgebungstemperaturen	28
4.2	Klärschlammanfall und -beschaffenheit	32
4.2.1	Schlammeigenschaften und -kennzahlen	32
4.2.2	Klärschlammanfall	33
4.2.3	Schlammkennzahlen	34
5	Faultemperatur und Faulzeit	37
5.1	Faultemperatur	37
5.2	Faulzeit	39
5.3	Desinfektionsleistung	42
6	Verwertungsstrategien behandelter Klärschlämme	43
6.1	Rechtliche Regelungen international und in Deutschland	43
6.1.1	Rechtliche Rahmenbedingungen	43
6.1.2	Klärschlammverordnung von 2017	45
6.1.3	Ausstieg aus der bodenbezogenen Klärschlammverwertung	47
6.2	Aufstellung von Klärschlammentsorgungskonzepten	49
6.2.1	Einflüsse auf den Entsorgungsweg	50
6.2.2	Entsorgungssicherheit	52
6.2.3	Kosten der Klärschlammentsorgung	54

7	Bemessung von Faulbehältern.....	60
7.1	Kennzahlen zur Beurteilung des Faulprozesses	60
7.1.1	Kennzahlen aus der Literatur zum Stabilisierungserfolg	61
7.1.2	Organische Säuren	62
7.1.3	Abbaugrad η_{OTR}	63
7.1.4	Überwachungswerte/Sonstige Parameter.....	66
7.1.5	Stabilisierungskennzahlen als Bemessungsparameter	68
7.2	Bemessungsregeln zur Dimensionierung in Deutschland und weltweit	69
7.2.1	Bemessungsregeln in Deutschland nach dem DWA-Merkblatt 368	71
7.2.2	Bemessung nach internationaler Literatur.....	74
7.2.3	Rechnergestützte Modelle zur Bemessung.....	76
7.3	Ermittlung des Bemessungsrohschlammanfalls.....	78
7.3.1	Verfügbarkeit und Qualität von Eingangsdaten	78
7.3.2	Bemessungsrelevanter Rohschlammanfall	79
8	Ableitung der zu validierenden Zusammenhänge und Zielformulierung.....	87
9	Durchführung der Untersuchungen	90
9.1	Versuchsprogramm	90
9.1.1	Abwasserreinigung und Schlammbehandlung in der Türkei – Status Quo	90
9.1.2	Versuchsstandorte	93
9.1.3	Charakterisierung der verwendeten Klärschlämme.....	99
9.1.4	Faulversuche im Versuchscontainer	101
9.2	Beschreibung der Versuchsaufbauten	104
9.2.1	Versuchscontainer.....	104
9.2.2	Versuchsfaulbehälter.....	105
9.2.3	System zur Rohschlammbeschickung	107
9.2.4	Technisch-wissenschaftliche Eignung der Versuchsaufbauten	108
9.3	Analysemethoden und Auswertungsmethodik	110
9.3.1	Angewendete Faulgasanalytik	110
9.3.2	Evaluation der Faulgasdaten.....	113
9.3.3	Angewendete Schlammanalytik	115

9.3.4	Evaluation der Analyseergebnisse	118
10	Darstellung und Analyse der Validierungsergebnisse	122
10.1	Beurteilung des Faulprozesses im niedrig-mesophilen Temperaturbereich	122
10.1.1	Massenbilanzen	123
10.1.2	Abbauverhalten der organischen Stoffe	125
10.1.3	Faulgasausbeute	130
10.2	Vergleich mit der Großtechnik	135
10.3	Fazit zu den Stabilisierungsergebnissen	137
10.4	Herleitung einer Ausgleichungsfunktion	139
10.4.1	Auswertung der erzeugten Daten	139
10.4.2	Normierung des Abbaugrades η_{oTR}	142
10.5	Ergebnisanalyse	146
11	Bemessung und Betrieb in Abhängigkeit gegebener Rahmenbedingungen ...	150
11.1	Bemessungsablauf	150
11.2	Bemessung eines Faulbehälters	153
11.2.1	Bemessungsschlammanfall ($Q_{RS,d,Bem}$)	153
11.2.2	Bemessungsschlamhalter ($t_{TM,FB,Bem}$) und Faulraumvolumen (V_{FB})	155
11.2.3	Abschätzung des Faulgasanfalls (Q_{FG}) und Energiebilanz	158
11.2.4	Faulbehälter ohne Wärmedämmung und unbeheizte Faulbehälter	160
11.3	Planung und Betrieb	163
11.3.1	Planerische Aspekte	163
11.3.2	Betriebliche Aspekte	166
12	Zusammenfassung und Ausblick	174
Literatur	179
Tabellenverzeichnis	201
Bilderverzeichnis	205
Abkürzungsverzeichnis	208
Danksagung	214
A. Anhang	I

Der bedeutendste Teil der für diese Arbeit durchgeführten Untersuchungen wurde in dem vom **BMBF** (Bundesministerium für Bildung und Forschung) geförderten Verbundvorhaben *EXPOVAL*

„Exportorientierte Forschung und Entwicklung im Bereich Abwasser –

Validierung an technischen Anlagen“

(Förderkennzeichen 02WA1252P) erzielt.

Die Bearbeitung des Arbeitspakets 1 „anaerobe Schlammstabilisierung“ im Unterverbund 6 fand zwischen dem Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW) der TU Braunschweig und dem KMU-Projektpartner **OSWALD SCHULZE Umwelttechnik GmbH** statt.

Der Verfasser dankt dem BMBF und dem Projektpartner in Person von Herrn Dr.-Ing. Jürgen Oles für die Finanzierung der Untersuchungen.

1 Hintergrund

Klärschlamm fällt als Reststoff in Form einer Suspension bei der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung an und bedarf einer sachgerechten und an die Umgebungsbedingungen angepassten Behandlung zur Vermeidung negativer Auswirkungen auf Mensch und Umwelt. Des Weiteren muss der Klärschlamm einer weitergehenden Verwertung oder Beseitigung entsprechend zugänglich gemacht zu werden.

Dabei steht dem modernen Klärschlammanagement heutzutage auf nationaler und besonders auf internationaler Ebene eine Vielzahl an Herausforderungen gegenüber. Einerseits stellen die im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe, wie z. B. Phosphor und Stickstoff, sowie die organischen Stoffe als Kohlenstoffquelle und Energieträger wichtige Ressourcen dar, die über eine Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen im Kreis geführt werden sollten. Andererseits akkumulieren sich im Klärschlamm neben pathogenen Mikroorganismen auch vielerlei anorganische und organische Schadstoffe, die Umwelt und Gesundheit in unterschiedlichem Maße beeinflussen können.

Aus Sicht einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft ist die Rückführung der Nährstoffe und Spurenelemente samt der organischen Stoffe über die Landwirtschaft gewünscht, jedoch stellt die immer weiter zunehmende Anzahl an Problemstoffen, wie z. B. Mikroplastik, Pharmaka, organische Schadstoffe, Schwermetalle u. v. m., diese Praxis in eine Kontroverse. In Deutschland nehmen die Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm seit Jahren stetig ab, während weltweit gerade in Entwicklungs-, Schwellen- und Transformationsländern (ESTL) zumeist ein gegenläufiger Trend zu beobachten ist. Aufgrund der meist schlechteren vorherrschenden umweltschutztechnischen Situation gelangen bereits höhere Schwermetallfrachten ins Abwasser. Durch zunehmende Kläranlagenneubauten, -erweiterungen und der Erhöhung der Anschlussgrade an die Kanalisation ergeben sich auch folglich höhere Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm.

Neben der Frage bezüglich der Schlamminhaltsstoffe und des bestmöglichen Verwertungs- oder Beseitigungsweges kristallisiert sich die sachgerechte Bewältigung der weltweit immer größer werden Klärschlammmengen als eine Hauptaufgabe der kommenden Jahrzehnte heraus. In Deutschland hat sich aufgrund des hohen Anschlussgrades (96,2 % in 2013, DESTATIS, 2016) über Jahre ein nahezu gleichbleibender Klärschlammanfall von ca. 1,8 Mio. t Trockenrückstand (TR) eingestellt. Bezogen auf die angeschlossenen Einwohnerwerte (EW) in einem Zeitraum von 19 Jahren (1991 bis 2010) ging die Klärschlammmenge von etwa 24 auf 16 kg TR pro Einwohner und Jahr bzw. von etwa 66 g TR pro Einwohner und Tag auf 43 g TR/(E · d) zurück, insgesamt also um 35 % (Statistisches Bundesamt und DWA-Arbeitsgruppe KEK-1.2 „Statistik“, 2015).

Aufgrund der degressiven Bevölkerungsentwicklung ist eine weiter abnehmende Tendenz beim Klärschlammanfall in Deutschland zu erwarten. Weltweit nimmt jedoch der Anfall an zu entsorgenden Klärschlammmengen stetig zu. Besonders in der EU steigen

die Klärschlammmengen von Jahr zu Jahr, bedingt durch die Vorgaben der europäischen Kommission mit der Richtlinie 91/271/EWG (Rat der europäischen Gemeinschaften, 1991), die eine Erhöhung des Anschlussgrades an zentrale Kläranlagen vorsieht. Dadurch erhöhen sich die zu entsorgenden Klärschlammmengen speziell in Ost- und Südosteuropa, aber auch in Ländern wie Frankreich, Spanien und Portugal. In den meisten ESTL ist eine ähnliche Tendenz zu beobachten.

Weltweit existieren zahlreiche diverse Behandlungsverfahren zur Stabilisierung von Klärschlamm. Aufgrund der oben aufgeführten Fakten steigen ganzheitlich die Anforderungen an ein nachhaltiges und möglichst energiesparendes Klärschlammmanagement.

Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit bildet die Schlammfäulung zur Stabilisierung (anaerober Abbau organischer Schlamminhaltstoffe gem. DIN EN 1085, 2007). Dieses Verfahren ist im Hinblick auf den Behandlungserfolg und die Wirtschaftlichkeit in einem Übergangsbereich der Kläranlagengrößen von ca. 10.000 E bis 20.000 E, besonders aber bei Kläranlagen mit mehr als 50.000 E, ein etabliertes Verfahren zur Schlammstabilisierung. In den Ländern Mitteleuropas existiert für die anaerobe Schlammstabilisierung eine Vielzahl von Bemessungsregeln, allerdings gibt es kaum detaillierte Empfehlungen für die Bemessung und den Betrieb unter anderweitigen klimatischen Randbedingungen.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Übertragung solcher bestehenden Bemessungspraktiken auf Länder, in denen andere klimatische und soziokulturelle Rahmenbedingungen vorherrschen. Dabei wurden unterhalb der üblich betriebenen mesophilen Faultemperaturen (35 °C bis 40 °C) diverse Rohschlämme auf ihr Stabilisierungsverhalten bei verschiedenen Faulzeiten (Synonyme: Schlammalter, hydraulische Aufenthaltszeit, Kontaktzeit) und Faultemperaturen ab 25 °C untersucht. Einhergehend mit den Versuchen im Technikumsmaßstab wurden die Stabilisierungsergebnisse mit der jeweils am Untersuchungsstandort vorhandenen großtechnischen Fäulung verglichen.

Die Grundlage dieser Arbeit bildete das vom BMBF geförderte Forschungsvorhaben EXPOVAL „Exportorientierte Forschung und Entwicklung im Bereich Abwasser – Validierung an technischen Anlagen“ (BMBF-Förderkennzeichen 02WA1252P). Die Primärmotivation war die Ableitung von Bemessungsempfehlungen und Hinweisen für betriebliche Aspekte für ESTL, um deren internationale Wettbewerbsfähigkeit durch Reduzierung relativ teurer Ingenieurs- und Anlagenbauleistungen zu stärken.

Um eine Anlage in einer anderen klimatischen Region zielführend auslegen zu können, sollte der Betriebsbereich ab 25 °C Faultemperatur validiert werden. Vorangegangene Untersuchungen mit Klärschlamm aus Deutschland wurden in diesem Temperaturbereich nur kleinskalig im Batchbetrieb durchgeführt. Eine Aussage zur Betriebsstabilität in einem kontinuierlichen Prozess, wie er in großtechnischen Anlagen angewendet wird, erlauben diese Kennzahlen aus diskontinuierlichen Versuchen nicht.

Somit ergaben sich folgende Bearbeitungspunkte im Hinblick auf den zu untersuchenden Betriebsbereich:

- Validierung erreichbarer Stabilisierungsziele (Abbaugrad, Faulgasausbeute) in großtechnischen Faulanlagen an Standorten mit abweichenden klimatischen Verhältnissen.
→ Zusammenhänge zwischen Faultemperatur und Faulzeit im Bereich $< 35\text{ °C}$.
- Entwicklung von Bemessungsempfehlungen für Faulungsanlagen auf Basis der erzeugten Betriebs- und Belastungsparameter.
- Erarbeitung von Hinweisen für den Betrieb von Anlagen in warmen oder kalten Klimaten.

Für den erweiterten Faultemperaturbereich zwischen 25 °C bis 35 °C wurden Versuchsreihen im Technikumsmaßstab auf zwei Kläranlagen in Kayseri und Konya (beide Türkei) durchgeführt.

2 Biochemischer Faulprozess

Durch die anaeroben Umsetzungsprozesse wird eine wesentliche Reduktion der Feststoffanteile im Verhältnis zum Ausgangssubstrat, dem Rohschlamm, bewirkt. Etwa die Hälfte der im Rohschlamm enthaltenen organischen Feststoffe wird während der Faulung abgebaut. Unter anaeroben Milieubedingungen mit einer an das zugeführte Substrat adaptierten Biomasse entsteht ein schwarzer, schwefeleisenhaltiger Faulschlamm.

Als Sekundäreffekt bei der Feststoffreduktion wird ein erheblicher Anteil der organischen Stoffe in Form von CH_4 (Methan), CO_2 (Kohlenstoffdioxid) sowie weiteren Spurengasen (H_2S , O_2 , CO , NH_3 u. a.) produziert, die ein energetisch nutzbares Faul- bzw. Biogas (veraltet auch Klärgas) darstellen. In der flüssigen Phase des ausgefaulten Schlammes, dem Schlammwasser, sind viele gelöste Stoffe, wie z. B. Ammonium (NH_4^+) bzw. Ammoniak (NH_3), welche beim meist notwendigen Entwässerungsschritt im Zentrat der biologischen Abwasserreinigungsstufe als Rückbelastung zugeführt werden müssen. Während des Stabilisierungsprozesses werden in Abhängigkeit von der Faulzeit und der Faultemperatur pathogene Keime, Wurmeier und Unkrautsamen vermindert. Nach heutigem Kenntnisstand erfolgt der Abbau der organischen Substanz in vier Stufen (vgl. Bild 2.1).

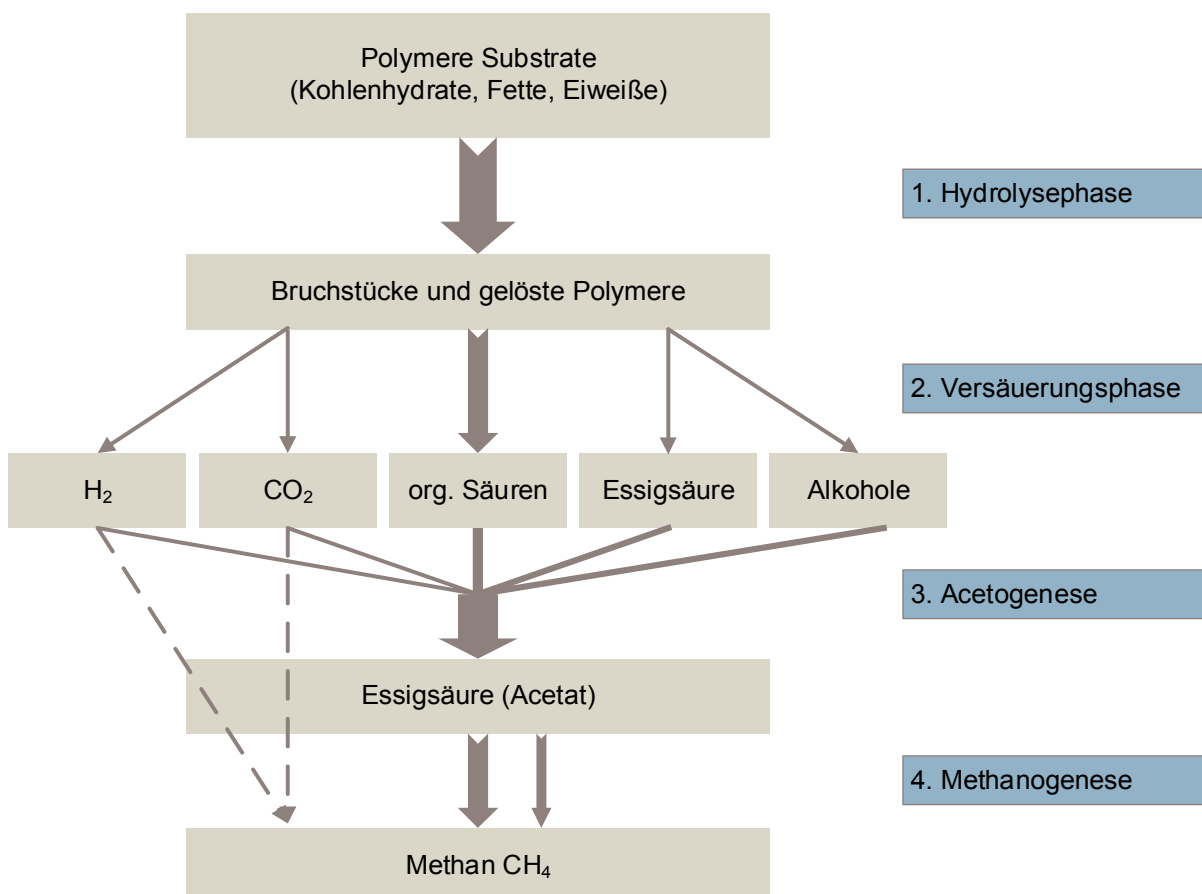
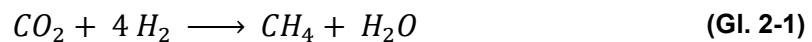


Bild 2.1: Schema des vierstufigen anaeroben Abbaus (Mudrack et al. 2003).

1. In der *Hydrolysephase* findet mittels hydrolytischer Exoenzyme eine Überführung hochmolekularer gelöster und ungelöster Stoffe (Polysaccharide, Fette und Proteine) in gelöste Bruchstücke statt (Roediger et al., 1990). Die Hydrolyse ist die Voraussetzung für den weiteren anaeroben Abbau. Untersuchungen haben ergeben, dass es sich bei der Phase der Hydrolyse um den Prozessschritt handelt, der die meiste Zeit in Anspruch nimmt (Kroiss, 1988).
2. In der *Versäuerungsphase* verwenden verschiedene fakultativ und obligat anaerobe Bakterienarten die durch die hydrolytische Spaltung entstandenen monomeren Abbauprodukte, wie Monosaccharide, Aminosäuren und Fettsäuren usw. als Substrat. Je nach Milieubedingungen und Substrat entstehen unterschiedliche Abbauprodukte, wie z. B. in der wässrigen Lösung niedere organische Säuren (Ameisen-, Milch-, Essig-, Propion- und Buttersäure) und Alkohole (Methanol, Ethanol). In der Gasphase entstehen Kohlenstoffdioxid (CO_2) und Wasserstoff (H_2). Von diesen Zwischenprodukten können die Methanbakterien jedoch nur Essigsäure (CH_3COOH), Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid direkt zu Methan (CH_4) umwandeln. Beim Versäuerungsprozess entstehen geruchsintensive Metaboliten, einhergehend mit einem Abfall des pH-Wertes (Gallert et al., 2015) (Mudrack & Kunst, 2003).
Wechs (1985) führte bei seinen Untersuchungen zur zweistufigen Faulung Versuche zur Vorversäuerung bei $T_{\text{Faul}} \approx 26^\circ\text{C}$ und 1,5 bis 2 Tagen Schlammalter durch, um die Aktivität der Methanbildner zu reduzieren und durch eine räumliche Verlagerung der Methanogenese in die zweite Stufe eine Intensivierung zu erreichen. Das Ergebnis waren geringe Methankonzentrationen (36 % CH_4) im Faulgas sowie ein zu erwartender Konzentrationsanstieg der organischen Säuren. Im Vergleich zu einer Versuchsreihe bei 33°C konnte Wechs eine Verlangsamung der Versäuerungsrate feststellen. In Anbetracht der unterschiedlichen Voraussetzungen für die idealen Umweltbedingungen sowie die teilweise vergesellschafteten Mikroorganismengruppen muss im Dauerbetrieb ein „Milieu der Kompromisse“ für die fermentativen, acetogenen und methanogenen Bakterien geschaffen werden.
3. In der *Acetogenese* werden höhere organische Säuren zu Essigsäure meist über Oxidation und β -Oxidation umgesetzt. Die acetogenen Bakterien müssen aus reaktionskinetischen Gründen mit den Methanbakterien in einer räumlichen Symbiose leben. Der Abbau der organischen Säuren kann nur stattfinden, wenn das Reaktionsprodukt Wasserstoff fortwährend aus der direkten Umgebung entfernt wird. Ein

konstant aufrecht erhaltener Partialdruck des Wasserstoffs wird durch die Vergesellschaftung mit Methanbakterien realisiert (Gallert et al., 2015; Mudrack & Kunst, 2003).

4. Die strikten Anaerobier der *methanogenen Phase*, die Methanbakterien, bewerkstelligen im letzten Schritt die Bildung von Methan fast ausschließlich aus Essigsäure, Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid. Fast alle Methanogene können Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid direkt in Methan und Wasser umsetzen (Mudrack & Kunst, 2003).



Die acetatverarbeitenden Methanbakterien sind für die Abwasser- und Schlammbehandlung die wichtigsten Methanogene. Doch aufgrund der geringeren Energieausbeute sind ihre Umsatz- und Wachstumsraten geringer als die der üblichen Methanbakterien. Bei pH-Werten $\geq 7,0$ liegt Essigsäure zu über 99% in undissoziierter Form vor, die acetatverarbeitende Methanogene in CH_4 umwandeln können. Durch das Dissoziationsgleichgewicht wird die verbrauchte Essigsäure immer wieder neu aus Acetat gebildet und steht der weiteren Umsetzung zu Methan zur Verfügung (Mudrack et al., 2003).

Wie oben beschrieben erfordern die einzelnen Gruppen der Mikroorganismen unterschiedliche Umweltbedingungen, um einen optimalen Umsatz zu haben. Diese idealen Umweltparameter sind in Tabelle 2.1 dargestellt.

Tabelle 2.1: Zusammenstellung idealer Umweltparameter des anaeroben Abbaus nach Mudrack & Kunst, 2003.

Parameter	Fermentative Bakterien	Acetogene und Methanogene Bakterien
Temperatur	flexibel (30° für Versäuerer)	35 - 37°C mesophil 45 - 55°C thermophil
pH-Wert	Eher im sauren Bereich 6,3 - 5,3	Eher im alkalischen Bereich 6,5 - 7,2
Umwälzung	Gute Durchmischung für optimalen Substrat-Bakterien-Kontakt	Schonende Durchmischung erforderlich aufgrund Symbiose zw. Acetogenen und Methanogenen
H ₂ -Konzentration	Stoffwechselaktivität nicht gehemmt, jedoch sind die Stoffwechselprodukte von pH ₂ abhängig	Sehr niedriger pH ₂ -Partialdruck zwingend erforderlich für Acetogene; Methanogene unempfindlich

Ergänzend zur Tabelle 2.1 wird der Einfluss der Temperatur im Abschnitt 5 behandelt.

Roediger et al. beschreiben die biologischen Abbauprozesse als katalytische Zerfallsreaktionen, die eine Reaktion 1. Ordnung sind, bei der die Enzyme der Mikroorganismen den Katalysator darstellen.

Die Zerfallsgeschwindigkeit ist proportional zur Konzentration des Ausgangsstoffes, wenn Katalysator oder Mikroorganismen im Überschuss (substratlimitierend) vorhanden sind. Im Gegensatz dazu ist die Zerfallsgeschwindigkeit proportional zur Konzentration der Mikroorganismen, wenn ein Substratüberschuss bzw. ein Mangel an Bakterienmasse vorhanden ist (bakterienlimitierend, Roediger et al., 1990).

Die Geschwindigkeit des Abbaus wird durch die Hydrolyse limitiert, die den ersten Schritt des biologischen Abbaus darstellt. Die von Roediger et al. (1990) angegebene Gleichung (Gl. 2-2) wird heute im DWA-Merkblatt 368 (2014) mit der Hydrolyserate k_H und der Substratkonzentration C_{abb} der biologisch leicht abbaubaren Stoffe angegeben:

$$C_{abb}/dt = -k_H \cdot C_{abb} \quad (\text{Gl. 2-2})$$

Die Substratkonzentration C_{abb} wird definiert als der Teil der organischen Trockenmasse (oTM bzw. oTR), der zu Biogas abbaubar ist. Der Gasertrag hängt vom Substratmassenanteil ab. Die beiden Größen lassen sich ineinander umrechnen (Gl. 2-3), wenn berücksichtigt wird, dass während der Hydrolyse Wasser gemäß der Buswell-Formel in die Biogasmasse eingebunden wird (VDI 4630, 2006).

$$C_{abb} = TR \cdot GV \cdot y_{BG} \cdot \rho_{BG} \cdot (1 - w_{Hyd}) \quad (\text{Gl. 2-3})$$

mit:

C_{abb}	Substratmassenanteil	[kg/t]
TR	Trockenrückstand	[%]
GV	Glühverlust	[%]
y_{BG}	Biogasausbeute	[Nm ³ /t oTM]
ρ_{BG}	Normdichte des Biogases	[kg/Nm ³]
w_{Hyd}	Anteil der Biogasmasse, die aus dem Wasser der Hydrolyse stammt	[kg H ₂ O/kg BG]

Die Hydrolyserate k_H lässt sich mit der Gleichung (Gl. 2-4) abschätzen, die der Regel von Arrhenius und van't Hoff entspricht (DWA-M 368, 2014; vgl. ATV-DVWK-A 131, 2000):

$$k_H = 0,045 \text{ d}^{-1} \cdot 1,072^{(T-10 \text{ °C})} \quad (\text{Gl. 2-4})$$

Nach dem DWA-M 368 (2014) ist die Gleichung im Temperaturbereich von 10 °C bis 40 °C gültig, eine Extrapolation über 40 °C ist nicht zulässig.

3 Verfahrenstechnik der anaeroben Schlammstabilisierung

Die anaerobe Stabilisierung von Rohschlamm lässt sich verfahrenstechnisch durch die Kontrolle/Steuerung meist physikalischer Faktoren beeinflussen.

3.1 Technische Schlammbehandlung

Diese oben genannten stabilisierten Schlämme sind mittels geeigneter Verfahren geordnet zu beseitigen bzw. zu verwerten. Im Taschenbuch der Stadtentwässerung (Imhoff & Imhoff, 1993) werden tabellarisch Möglichkeiten für Schlammabseparierungswege dargestellt, wie in Tabelle 3.1 zu sehen ist:

Tabelle 3.1: Verfahrensschritte auf dem Weg der Schlammabseparierung und Durchführungsmöglichkeiten (nach Imhoff & Imhoff, 1993).

Verfahrensschritte		Möglichkeit		
Eindickung	Schwerkraft	Flotation	Zentrifuge etc. ^{a)}	
Stabilisierung	Faulung	Überlüftung	Kompostierung	Verbrennung
Konditionierung	org. Flockungshilfsmittel	Chemikalien	Erhitzen	
Entwässerung	Schlammteich	Maschinell ^{a)}	Trocknung	
Transport	Lkw	Rohrleitung	Schiff	
Unterbringung	Landwirtschaft ^{a)} /Landbau	Deponie	Meer	

^{a)} modifiziert durch Autor

Die in Tabelle 3.1 aufgeführten theoretischen Möglichkeiten zur Unterbringung des stabilisierten Schlammes können länderspezifisch eingeschränkt sein. Die vorgeschalteten Verfahrensschritte, die in der Reihenfolge veränderbar sind und nicht vollzählig angewandt werden müssen, sind Mittel, um das Entsorgungsziel zu erreichen (Imhoff & Imhoff, 1993).

Zur Stabilisierung von Klärschlamm eignet sich eine Reihe von Behandlungsverfahren. Weltweit haben sich für die Schlammstabilisierung vielfältige Verfahrenstechniken zur biologischen und chemischen Schlammstabilisierung sowie zur natürlichen Entwässerung etabliert (Bauerfeld, 2012a), die hier im Bild 3.1 aufgeführt sind:

Biologische
Klärschlamm-
stabilisierungsverfahren

**anaerobe
Schlammstabilisierung**

getrennt oder
simultan in der Belebung

aerobe
Schlammstabilisierung

Chemische
Klärschlamm-
stabilisierungsverfahren

Kalkbehandlung
(Brantkalk, Löschkalk)

Kompostierung

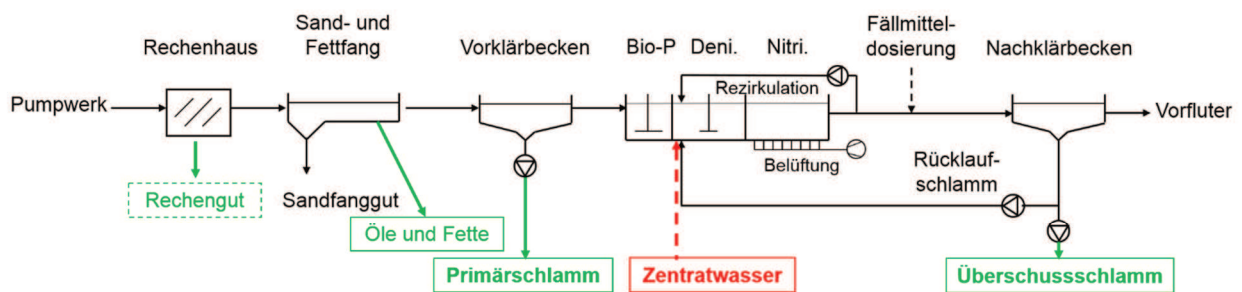
Thermische
Klärschlamm-
stabilisierungsverfahren

Wärmebehandlung
(Trocknung und
Verbrennung)

Bild 3.1: Übersicht möglicher Stabilisierungsverfahren.

Die Kalkbehandlung ist ein weltweit praktiziertes Behandlungsverfahren. Der dadurch beabsichtigte Stabilisierungseffekt durch Anhebung des pH-Wertes ist allerdings nur temporär. Sinkt der pH-Wert durch äußere Einflüsse wieder, treten die unterbundenen Abbauprozesse wieder auf. Für Untersuchungen im Hinblick auf den Einsatz der oben genannten Behandlungsverfahren unter verschiedenen klimatischen Randbedingungen wird auf Bauerfeld et al. (2009) verwiesen. Der Einfluss der Faultemperatur auf den anaeroben Abbau wird ergänzend zu dieser Arbeit insbesondere in Bauerfeld (2012a) behandelt (Mieske et al., 2016).

Abwasserbehandlung



Schlammbehandlung

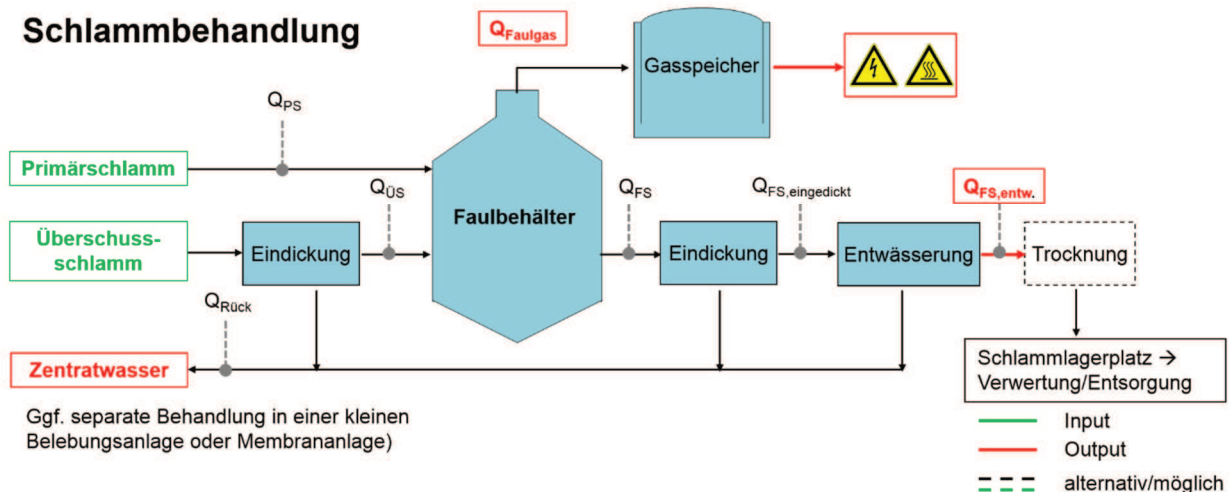


Bild 3.2: Anfallorte von Klärschlämmen und möglichen Co-Substraten sowie Input- und Outputströme der Schlammfäulung.

Bild 3.2 zeigt schematisch die Anfallorte von Klärschlämmen und Co-Substraten (Öle und Fette ggf. auch Rechengut), die in der Abwasserreinigung einer Kläranlage anfallen können. Überdies sind in dem Schema die Input- und Output Ströme hervorgehoben, die die Rahmenbedingungen für eine technische Schlammbehandlung darstellen und auch mit dem Output Strom des Zentratwassers den Prozess der Abwasserreinigung beeinflussen.

Unter der anaeroben Schlammstabilisierung oder auch Schlammfäulung versteht man den biologischen Abbau organischer Inhaltsstoffe einer Schlammsuspension durch Anaerobier (u. a. Methanbakterien) in einem kontinuierlichen Vorgang unter Ausschluss von Sauerstoff (vgl. Bild 3.2 sowie Unterabschnitt 2).

Die konventionellen Pfade der Klärschlammbehandlung, wie sie sich in Deutschland etabliert haben, sind im Bild 3.3 zusammenfassend dargestellt.

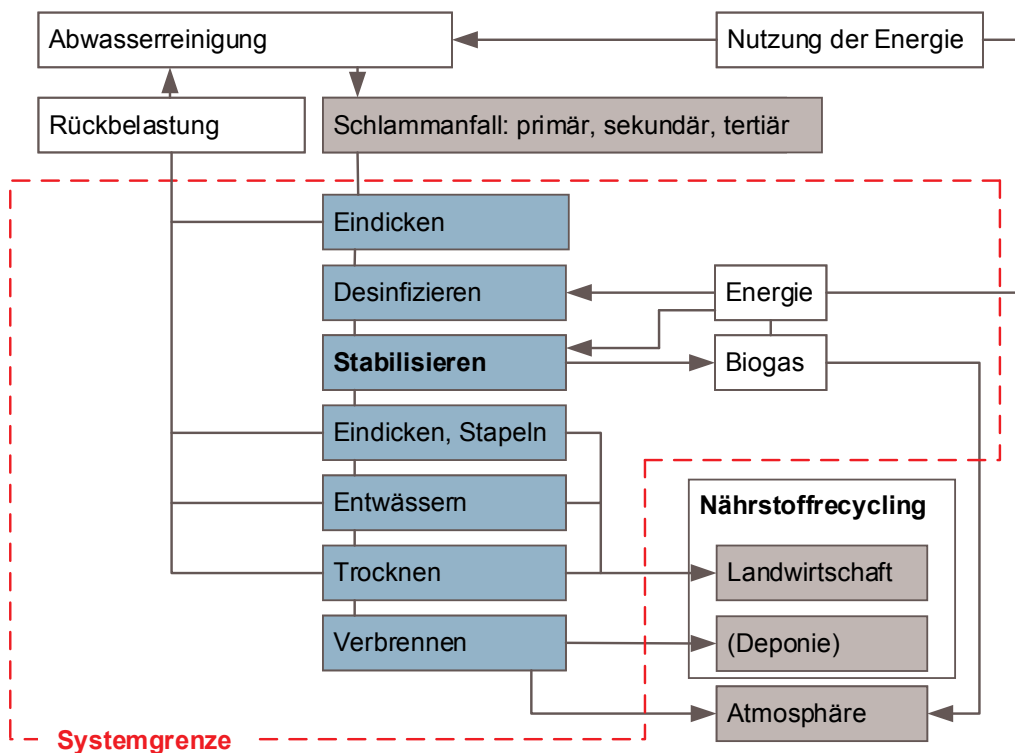


Bild 3.3: Grundoperationen der anaeroben Klärschlammstabilisierung (nach Gujer, 2007).

Aus umweltschutztechnischer Sicht liegt das Hauptziel in der Inaktivierung oder zumindest in der Hemmung der biologischen Umsetzungsprozesse für die weiteren, sich im Anschluss der Klärschlammbehandlung ergebenden Verwertungs- oder Entsorgungswege (s. Bild 3.3). Den Vorteilen der anaeroben Schlammstabilisierung stehen natürlich auch Nachteile bzw. Einschränkungen gegenüber, die in Tabelle 3.2 aufgelistet sind.

Tabelle 3.2: Vor- und Nachteile beim anaeroben Schlammstabilisierungsprozess (nach Jiménez & Wang, 2006; WEF & ASCE, 1992).

Vorteile	Nachteile
- Gute oTR Reduktion (40 % - 60 %)	- Hohe Anfangsinvestitionskosten
- Reduzierung der Schlammfeststoffe	- Gut ausgebildetes Betriebspersonal erforderlich
- Geringe Prozesskosten bei Faulgasnutzung	- Empfindlichkeit der Methanbakterien und langsame Erholungsrate
- etabliertes Verfahren	- Zentratwasser mit hohen Konzentrationen an CSB, N und P
- breiter Anwendungsbereich bei mesophilen Bedingungen	- Aufwendige Reinigung und Revisionsmaßnahmen
- Schlammaustrag geeignet für die landwirtschaftliche Ausbringung und Landbau	- mögliche Inkrustations- und Schaumbildung
- Geringer Energiebedarf bei Faulgasnutzung	- ggf. entstehende Geruchsbelästigung
- Inaktivierung von Helmintheneiern bei der thermophilen Faulung	- Hohe Betriebssicherheit erforderlich
- mittlere Inaktivierung von Pathogenen (U. S. EPA Class B Sludge)	- Energiebedarf für Faulbehälterheizung und -durchmischung
- Reduzierung coliformer Bakterien um 1 bis 3 Logstufen unter mesophilen und bis zu 4 Logstufen bei thermophilen Bedingungen	

Der weltweit vielzählige Einsatz der anaeroben Schlammstabilisierung zeigt, dass die oben beschriebenen Vorteile die Nachteile sehr oft überwiegen. Jedoch sind bei der Planung einer Schlammbehandlungsanlage für jeden Standort alle Vor- und Nachteile einzeln abzuwägen und ggf. auch alternative Verfahren in Betracht zu ziehen.

Heutzutage werden in einigen Ländern vereinzelt noch offene Faulbehälter (z. B. Emscherbrunnen) aufgrund ihrer sehr einfachen Handhabung und des robusten Betriebes eingesetzt. Diese Form der Schlammfäulung soll hiermit erwähnt sein. Aus umweltschutztechnischer Sicht wird aufgrund der unkontrollierten Emission von Treibhausgasen (CH_4 , CO_2 u. a.) durch den Fäulungsprozess dazu geraten, auf diese Prozess- bzw. Bauform zu verzichten bzw. die Emscherbrunnen mit einer Gasfassung auszustatten.

Im weiteren Verlauf dieser Arbeit wird ausschließlich auf das Verfahren der Schlammfäulung in geschlossenen Faulbehältern eingegangen. Welche Lösungsmöglichkeiten es für geschlossene Faulbehälter unter einfachen Betriebsbedingungen z. B. für ESTL gibt, wird im Rahmen dieser Arbeit thematisiert.

Das Schema eines typischen Faulbehälters zur anaeroben Schlammstabilisierung in klassisch-kontinentaleuropäischer Form ist im Bild 3.4 dargestellt.

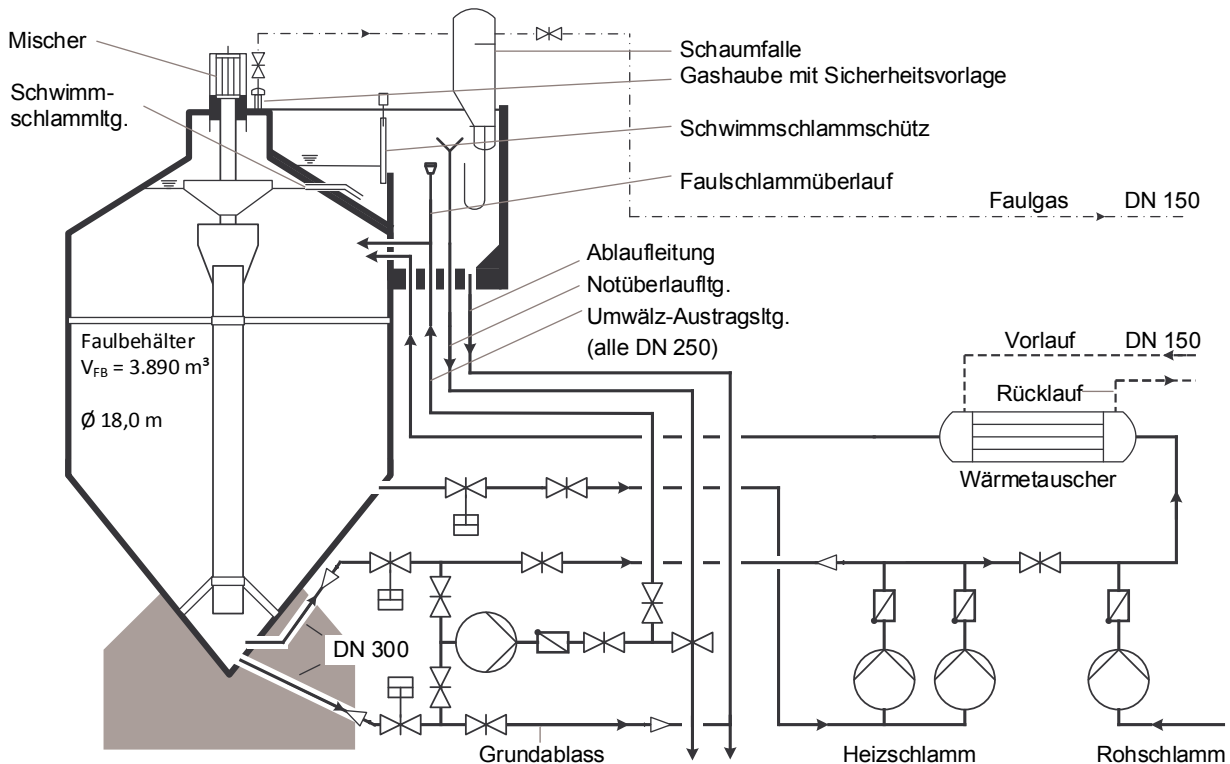


Bild 3.4: Schema eines Faulbehälters (nach Klauwer, 1996).

Der in Bild 3.4 schematisch dargestellte Faulbehälter zeigt dazu die Zu- und Ablaufleitungen für den Schlammförder- und Heizkreislauf. Zudem sind die innenliegende Umwälzung in Form eines Schraubenschauflers, eine Einrichtung zur Schwimmschlammbekämpfung sowie die Gasfassung mit Ablaufleitung und Schaumfalle dargestellt.

In Tabelle 3.3 sind physikalische und chemische Faktoren aufgelistet, die auf den betrieblichen Faulprozess Auswirkungen haben.

Tabelle 3.3: Physikalische und chemische Faktoren nach U. S. EPA (1974).

Physikalische Faktoren	Chemische Faktoren
Aufenthaltszeit/Schlammalter	pH
Temperatur	Säurebindungsvermögen
Feststoffkonzentration	Gehalt an leicht verfügbaren org. Säuren
Grad der Durchmischung/Umwälzung	Nährstoffe
Feststoffzufuhr und -verteilung	Hemmende oder toxische Stoffe

Die in Tabelle 3.3 aufgelisteten Einflussfaktoren sind unterschiedlich stark beeinflussbar. Weil Faulbehälter nur ein geringfügig veränderbares Faulvolumen V_{FB} haben (einmalige Festlegung durch Dimensionierung), lässt sich der Faulprozess physikalisch fast nur

durch die Faultemperatur T_{Faul} und das zugeführte Volumen (über Feststoffgehalt des Rohschlammes gesteuert) beeinflussen.

Die Beeinflussung der chemischen Faktoren, z. B. die Erhöhung der Pufferkapazität durch Kalkzugabe, gestaltet sich schwieriger und wird meist zur Bekämpfung von Betriebsstörungen eingesetzt, bevor der Faulprozess zum Erliegen kommt.

In den folgenden Abschnitten sind die verfahrenstechnischen Anforderungen und Rahmenbedingungen beschrieben, die für eine Erreichung eines erfolgreichen Stabilisierungsprozesses beitragen. Dazu erfolgt die Beschreibung, wie sich eine verfahrenstechnische Einflussnahme auf den Faulprozess infolge von Faultemperatur, Faulzeit, Durchmischung, Beschickung etc. auswirkt.

Im Bild 3.5 sind die Zusammenhänge zwischen den physikalischen (senkrechter Verlauf) und den biochemischen Randbedingungen (waagerechter Verlauf) zusammengefasst. Im Hinblick auf die verfahrenstechnischen Aspekte der anaeroben Schlammstabilisierung ergeben sich außerdem je nach vorhandener lokaler Situation diverse Randbedingungen, die es bei der Wahl einer bestimmten Anlagentechnik zu berücksichtigen gilt.

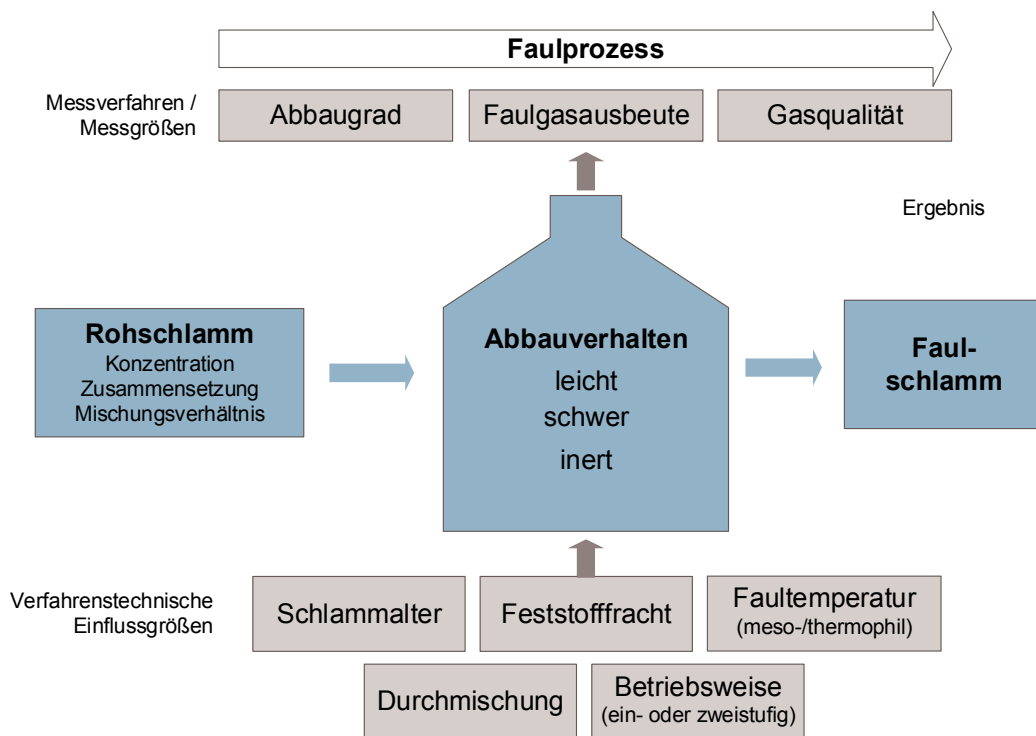


Bild 3.5: Übersicht auf Einflussgrößen, Zusammenhänge und Ergebnisse im Faulprozess (Bild nach Ewert, 2006; aus: DWA-M 383, 2008).

So beeinflussen saisonale Schwankungen der Einwohnerwerte (z. B. Tourismus, Industrie) oder Niederschläge (Hochwasser/Überschwemmungen, starke Dürren), aber auch die Umgebungstemperaturen (z. B. starker Frost, s. auch 4.1.2) die Dimensionierung einer Anlage und erfordern ggf. zusätzliche planerische und konstruktive Maßnahmen (z. B. Einhausung). Auch die Verfügbarkeit an elektrischer Energie in Bezug auf An-

schlussleistung und Betriebskostenbudget sowie in Anbetracht möglicher Unterbrechungen und Schwankungen in der Energieversorgung stellen wichtige Kriterien bei der Auswahl einer Anlagentechnik und deren späteren Betrieb dar (Grieb & Karl, 2016).

Intensivierung der Schlammfäulung

Eine Intensivierung des Faulprozesses lässt sich ohne zusätzliche Verfahren erzielen durch:

- eine Beheizung der Faulbehälter (vgl. Abschnitt 5),
- die Vermeidung von spontanen Temperatur- und/oder pH Wert-Schwankungen,
- ausgeprägte, aber schonende konstante Umwälzung (s. Abschnitt 5),
- möglichst kontinuierliche bis quasi-kontinuierliche Beschickung und
- durch eine Animpfung des Rohschlammes (Wechs, 1985; Roediger et al., 1990; Kroiss & Svardal, 2015).

Zusätzlich gibt es aufwendigere Möglichkeiten zur Intensivierung des Faulprozesses der Schlammfäulung, von denen auf folgende näher eingegangen wird:

- die zweistufige Methanisierung bzw. Kaskadenfäulung,
- die Vergärung von Co-Substraten sowie
- eine Auswahl an Sonderverfahren.

3.2 Eindickung und Entwässerung

Eindickung von Rohschlamm

Der Faulbehälter sollte möglichst mit einem TR-Gehalt von ca. 4 % TR bis zu 8 % TR (Kapp, 1984; ATV/BDE/VKS Arbeitsgruppe 3.1.1, 1994, DWA-M 368, 2014) im Rohschlamm beschickt werden, wobei in der Praxis üblicherweise Werte bis zu 6 % angestrebt werden (DWA-M 368, 2014).

Für die Rohschlammbeschickung müssen die Rohschlämme mindestens statisch (Primärschlamm), meist aber maschinell (Überschussschlamm) eingedickt werden. Bei der maschinellen Eindickung werden häufig Filtersiebtrommeln, Siebbänder und Eindickzentrifugen eingesetzt, es kommen aber auch Flotationsverfahren zum Einsatz (DWA-M 381, 2007). Dem Merkblatt DWA-M 381 (2007) sind spezielle Anwendungshinweise zur Eindickung von Klärschlämmen zu entnehmen (Mieske et al., 2016).

Die statische Eindickung von Überschussschlamm aus Anlagen mit Nährstoffelimination wird nicht empfohlen, da sich lediglich geringe Feststoffgehalte von ca. 1 % TR bis maximal 3 % TR erzielen lassen. Darüber hinaus besteht bei einer Abwasserreinigungsstufe mit biologischer Phosphorelimination zudem die Gefahr der verstärkten Rücklösung von Phosphor (Dichtl, 2015b).

Bei der Eindickung werden durch die Zugabe von polymeren Flockungshilfsmitteln (pFM) die Wasserbindungskräfte der Schlammflocken vermindert und somit die Eigenschaften zur Wasserabgabe begünstigt (DWA-M 381, 2007). In aller Regel werden Flockungsmittelmengen zwischen 0,5 kg FM und 3,0 kg FM (Wirksubstanz) pro Tonne TR erforderlich (Dichtl, 2015b). Die Art der Aufbereitung und der Einsatz polymerer Flockungsmittel zur Klärschlammkonditionierung sind im DWA-Merkblatt 350 (2014) beschrieben.

Eine (Nach-)Eindickung ausgefauter Schlämme im Vorfeld der Entwässerung ist prinzipiell möglich, wird in der Praxis jedoch kaum oder meist nur auf Kläranlagen kleiner und mittlerer Größe praktiziert.

Entwässerung von Klärschlamm

Die in Deutschland bekannten Verfahren zur Entwässerung können auch im Ausland unter Beachtung der in den Unterabschnitten 4.1.1 und 4.1.2 beschriebenen Hinweise zu lokalen (rechtlichen) Besonderheiten hinzugezogen werden. Die Entwässerbarkeit eines Schlammes hängt zum einen vom Schlamm und seinen Eigenschaften selbst ab und zum anderen vom Volumenstrom sowie vom verwendeten Aggregat (Jardin, 2008).

Das Entwässerungsergebnis wird unter anderem durch den Stabilisierungsgrad des Schlammes beeinflusst, da sich durch die Abnahme der im Schlamm enthaltenen organischen Bestandteile das Entwässerungsergebnis zunehmend verbessert. Der Einsatz von Konditionierungsmitteln (z. B. polymere Flockungsmittel, Stärke, mineralische Asche,

Kalk-Eisen) ist auf das jeweilige Aggregat und den zu entwässernden Schlamm abzustimmen (Mieske et al., 2016). Auch die Temperatur des zu entwässernden Schlammes hat Einfluss auf das Entwässerungsverhalten (Kopp, 2010).

Besonders im Hinblick auf andere klimatische Bedingungen ist gegebenenfalls auch der Einsatz von Schlamm-trockenbeeten als Alternative zur maschinellen Entwässerung in Betracht zu ziehen (Tchobanoglous et al., 2014).

Mit steigender Temperatur verringert sich die Viskosität der Schlämme, wodurch das Entwässerungsverhalten verbessert wird (Moshage, 2004). Diesen Effekt gilt es in der Planung konstruktiv (kurze Rohrleitungswege, wärmege-dämmt) zu berücksichtigen; dies gilt besonders im Hinblick auf Faulbehälter, die bei Temperaturen unter 35 °C betrieben werden. Grundsätzlich sollte ein möglichst gutes Entwässerungsergebnis angestrebt werden. Das Interesse eines Kläranlagenbetreibers in Bezug auf das Entwässerungsergebnis wird jedoch maßgeblich durch die spezifischen Entsorgungskosten für den stabilisierten Schlamm beeinflusst. Diese sind in erster Linie abhängig von den zur Verfügung stehenden Entsorgungswegen. Diese Aspekte bestimmen somit letztlich die Wahl des Entwässerungsverfahrens/-aggregates (Mieske et al., 2016).

3.3 Organische Raumbelastung und Feststofffrachten

Die Beschickung von Faulbehältern mit Rohschlamm sollte nach Möglichkeit kontinuierlich erfolgen, damit bei den abbauenden Mikroorganismen eine ständige Verfügbarkeit an neuem Substrat vorliegt (Wechs, 1985). Bei kleineren Anlagen, in denen dies wegen der geringen täglichen Rohschlammmenge kaum möglich ist, sollte eine quasi-kontinuierliche Rohschlammbeschickung erfolgen (DWA-M 368 2014). Mitsdörffer (1991) weist auf die Störanfälligkeit durch Stoßbelastungen hin. Demnach kann eine Belastungsstörung durch Überfrachtung (Konzentrationszunahme), aber auch durch eine kurzfristige Konzentrationsabnahme entstehen (Mitsdörffer, 1991). Neben der hydraulischen Belastung eines Faulbehälters spielen auch die jeweilige Feststofffracht bzw. der Feststoffgehalt eine Rolle.

Bei gleichem Abbaugrad ist die Konzentration der Mikroorganismen proportional zum Feststoffgehalt des Faulschlammes (Roediger et al., 1990). Deshalb liegt es nahe, die volumenspezifische Abbauleistung zu steigern, indem man den Feststoffgehalt, und damit die organische Raumbelastung, erhöht (Roediger, et al., 1990). Die organische Raumbelastung bezieht sich auf die Masse des zugeführten oTR bezogen auf die Dauer und das Arbeitsvolumen des Faulbehälters [$\text{kg oTR}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$] (Vesilind & Kang, 2003).

Bei kontinuierlich oder quasikontinuierlich beschickten Faulbehältern wird eine hohe Abbauleistung erzielt, wenn die Menge organischer Substanz, die in der Zeiteinheit dem im Faulraum bereits befindlichen Substrat zugeführt wird, der jeweils abgebauten Menge organischer Substanz entspricht (Baader, et al., 1978). Dabei ist die organische Raumbelastung lediglich als Rechenwert einzustufen, der als Funktion des über den im Rohschlamm vorhandenen bzw. einzustellenden oTR-Gehalt unterschiedliche Ausprägungen annimmt (Dichtl et al., 2011). Anders als von Sperling & Gonçalves (2007) sieht die deutsche Literatur die Raumbelastung als nicht geeignet, um als Bemessungsparameter herangezogen zu werden (DWA-M 368, 2014; Dichtl, 2015b; Kroiss & Svoldal, 2015).

Der hydrolytische Stoffumsatz und die Umwandlung von organischen Säuren in Methan sind bei gleicher Konzentration der Ausgangsstoffe proportional zur Masse der aktiven Biomasse im Faulbehälter (DWA-M 368, 2014). Es kann keine Aussage zur Abbaubarkeit der organischen Stoffe und damit der wirklichen Substratversorgung der Bakterien gemacht werden (Kroiss & Svoldal, 2015). Dichtl (2015b) meint dazu: „Insofern ist die Raumbelastung als Bemessungsgröße ohne gleichzeitige Angabe des Glühverlustes sowie des Trockenrückstandes mehr als fragwürdig, wohingegen die Logik der Bemessung über die Verweilzeit für einen Fermenter zwingend erscheint“.

Die üblicherweise empfohlenen organischen Raumbelastungen im Faulbetrieb reichen von $0,8 \text{ kg oTR}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ bis $1,6 \text{ kg oTR}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ (von Sperling & Gonçalves, 2007) über

1,6 kg oTR/(m³ · d) bis 3,2 kg oTR/(m³ · d) (Vesilind & Kang, 2003) bis zu einer Aufteilung nach Faulbehältergröße wie bei Imhoff (1996):

- 2,0 bis 3,0 kg oTR/(m³ · d) bei mittleren Anlagen
- 3,0 bis 4,0 kg oTR/(m³ · d) bei großen Anlagen

Dass die Höhe der zulässigen Raumbelastung mit der Behältergröße steigt, hängt maßgeblich von den geringeren Rohschlammsschwankungen im Zulauf des Faulbehälters ab.

Kapp (1984) zeigte in seinen Untersuchungen, dass Effekte auf Hemmungen durch Zwischenprodukte, die eine Limitierung infolge zu hoher organischer Raumbelastungen hervorrufen, im Bereich von bis zu 5 kg oTR/(m³ · d) nicht zu erwarten sind. Die Randbedingungen sind somit für die üblicherweise zugeführten Feststoffkonzentrationen immer erfüllt. In den Untersuchungen von Kapp wurden Feststoffgehalte zwischen 0,9 % TR und 9,0 % TR im Faulraum eingestellt, ohne signifikante Auswirkungen von hohen Feststoffkonzentrationen auf den Abbaugrad, die Gaserzeugung und die Gasqualität (Kapp, 1984; Roediger et al., 1990).

Heutzutage geht das DWA-Merkblatt 368 (2014) davon aus, dass der TR des zugeführten Rohschlammes mindestens 4 % und maximal 8 % betragen soll. Bei über 8 % TR dauerhaft zugeführte Feststoffkonzentrationen im Rohschlamm spricht man von einer Intensivfaulung. Durch den überproportionalen Anstieg der Viskosität mit Auswirkungen auf Pumpfähigkeit und Umwälzbarkeit sollten Feststoffgehalte über 8 % nur bei entsprechend ausgelegter Anlagentechnik und intensiver Durchmischung realisiert werden (Kapp, 1984). Roediger et al. (1990) vermuten, dass durch den hohen TR im Faulschlamm die hohe Viskosität den Stofftransport derart verlangsamt, dass sich wider Erwarten kein verbesserter Abbaugrad einstellt. „Bei hohen Feststoffgehalten im Roh- bzw. Faulschlamm (z. B. 8 % TR nach maschineller Eindickung) sind den Abbaurandbedingungen und -prozessen folgend andere Werte (üblicherweise zwischen 300 mg/L und 1.000 mg/L) zu erwarten und als ‚normal‘ zu bezeichnen“ (ATV/BDE/VKS Arbeitsgruppe 3.1.1, 1994).

3.4 Faulgasanfall (Q_{FG}) und -ausbeute (Q_{FGA})

Kapp (1984) beschreibt die Gaserzeugung als äußeres Zeichen für die beim anaeroben Abbauprozess ablaufenden Stoffwechselvorgänge. Bei der anaeroben Schlammstabilisierung entsteht mit den Abbauvorgängen durch die Methanbakterien als positiver Sekundäreffekt ein energetisch nutzbares Gasgemisch (Faulgas). Neben dem Energieträger Methan (CH₄) als Hauptbestandteil, besteht Faulgas aus der weiteren Hauptkomponente Kohlenstoffdioxid (CO₂), zudem sind Wasserdampf (H₂O), Schwefelwasserstoff (H₂S) und Spuren anderer Stoffe in geringen Konzentrationen enthalten (ATV-DVWK-M 363, 2002; Dichtl & Sixt, 1996).

Der energetisch nutzbare Anteil des Faulgases ist das Methan, das bei üblichen Faulgasqualitäten einen Anteil von 60 % bis 70 % ausmacht. Aus der täglichen Menge an produziertem Faulgas lässt sich über den Methananteil der Heizwert bestimmen. Der Energiegehalt von Methan beträgt 9,96 kWh/Nm³. Bei einem Methananteil von 65 % im Faulgas entspricht dies beispielsweise einem Energiegehalt von 6,5 kWh/Nm³.

Das gewonnene Faulgas wird gesammelt, gereinigt (ggf. aufbereitet), gespeichert und anschließend üblicherweise über Kraft-Wärme-Kopplung energetisch verwertet. Die Energiefraktionen nach der Verwertung des Faulgases im BHKW fallen zu 36 % bis 42 % in Form elektrischer Energie und zu 45 % bis 48 % in Form von Wärme an, wodurch sich ein hoher Gesamtwirkungsgrad (bis über 90 %) ergibt. Die jeweiligen Wirkungsgrade sind abhängig vom eingesetzten Aggregat.

Die entstehende thermische Energie wird zur konstanten Aufrechterhaltung der Faulbehältertemperatur genutzt. Der gewonnene elektrische Strom liegt in der Regel über dem Bedarf der anaeroben Schlammstabilisierung und wird entweder auf der Kläranlage genutzt oder gegen Vergütung ins öffentliche Netz des Stromnetzbetreibers eingespeist. Überschüssiges, nicht mehr speicherbares Faulgas, das sich z. B. infolge von Störungen bei der Faulgasverwertung o. ä. anreichert, wird über Gasfackeln notverfeuert, um Treibhausemissionen zu vermindern.

Durch Anteile schwefelhaltiger Substrate im Rohschlamm kann der Schwefelwasserstoff-Anteil im Faulgas stark ansteigen, mit der Folge einer toxischen Wirkung auf die Methanbakterien und geringerer Methanbildung (undissoziierter H₂S-Anteil im Faulschlamm). Zudem wird durch die Sulfatreduktion Wasserstoff verbraucht, der der Methanbildung nicht mehr zur Verfügung steht (Mudrack & Kunst, 2003). Des Weiteren können auch betriebliche Störungen auftreten, da Schwefelwasserstoff den pH im Faulgas auf 1 bis 4 senkt und damit korrosiv auf Beton (z. B. in der Schlammwechselzone im Faulbehälter) und Metall (Schlammwechselzone und Gasbereich inkl. Leitungen etc.) wirkt (Bomhard et al., 1996; Dichtl & Sixt, 1996).

Dichtl und Sixt (1996) zählen folgende weitere Inhaltsstoffe im Faulgas auf, die einen Einfluss auf Mensch, Umwelt und Maschinentechnik haben:

- Schwefelwasserstoff
→ humantoxisch, durch Schwefelsäure Korrosion (z. B. in Abgasanlage),
- Halogenierte oder fluorierte Kohlenwasserstoffe
→ Entstehung von Dioxinen (PCDD) und Furanen (PCDF) in der Verbrennung,
- Chlor, Fluor, Phosphor und Blei
→ Katalysatorgifte, Beeinträchtigung bzw. Verhinderung der Reduktion von NO_x (Dichtl & Sixt, 1996).

Die im Faulprozess entstehende Gasmenge kann als Faulgasproduktion (d. h. als mit einem definierten Reaktorvolumen pro Zeiteinheit produzierbare Faulgasmenge in m³ Faulgas pro m³ Reaktorvolumen und Tag), als Faulgasanfall (d. h. aus einer bestimmten Substratmenge pro Zeiteinheit anfallende Faulgasmenge in Litern pro Einwohner und Tag) oder als (spezifische) Faulgasausbeute, (d. h. aus einer bestimmten Substratmenge entstehende Faulgasmenge in Liter/kg oTR_{zu} bzw. Liter/kg oTR_{ab}) angegeben werden (Dichtl, 2015b).

Kapp (1984) nennt die spezifische Faulgas- bzw. Methanausbeute ($Q_{\text{FGA, spez., zu}}$ bzw. $Q_{\text{CH}_4, \text{ spez., zu}}$) bezogen auf den zugeführten oTR als am besten geeignetes Maß für die Intensität der Gaserzeugung. Der Bezug der Faulgaserzeugung auf den abgebauten oTR ($Q_{\text{FG, ab}}$) lässt unter vorläufiger Nichtbetrachtung des Abbaugrades der organischen Stoffe (η_{oTR} vgl. 7.1.3) eine Aussage über die pro Kilogramm abgebautem oTR erzeugbare Faulgasausbeute zu. Die spezifischen Faulgasausbeuten sind demnach über den Abbaugrad gekoppelt und von Kapp (1984) in folgender Gleichung (Gl. 3-1) zusammengefasst:

$$Q_{\text{FGA, spez., zu}} = Q_{\text{FG, ab}} \cdot \eta_{\text{oTR}} \left(\frac{\text{Nm}^3}{\text{kg oTR}_{\text{zu}}} \right) \quad (\text{Gl. 3-1})$$

mit:

$Q_{\text{FGA, spez., zu}}$	spezifische Faulgasausbeute bezogen auf zugeführten oTR	[Nm ³ /kg oTR _{zu}]
$Q_{\text{FG, ab}}$	spezifische Faulgasausbeute bezogen auf abgeführten oTR	[Nm ³ /kg oTR _{ab}]
η_{oTR}	Abbaugrad der organischen Stoffe	[%]

Die bei der Schlammfäulung produzierte Faulgasmenge und -qualität hängt von verschiedenen Faktoren ab, wie z. B.

- der Konzentration bzw. Fracht an zugeführten, abbaubaren organischen Stoffen,
- Überschussschlammanteil im Rohschlamm
- Beschaffenheit der Rohschlammfraktionen infolge der vorangegangenen Behandlungsstufen
- dem Einfluss hemmender oder störender Inhaltsstoffe, z. B. erhöhte Schwermetallkonzentrationen (Oles et al., 2015; ATV-DVWK-M 368, 2003).

Für kommunales Abwasser in entsprechend üblicher Zusammensetzung gibt das DWA-M 368 (2014) an, dass ca. 70 % der organischen Feststoffe im Primärschlamm und ca. 45 % im Überschussschlamm einer Belebungsanlage mit Stickstoffelimination biologisch leicht abbaubar sind.

Die Faulgasproduktion wird entscheidend von folgenden Einflussfaktoren bestimmt:

- Kontaktzeit im Faulbehälter
- Faulbehältertemperatur
- Intensität und Vollständigkeit der Durchmischung
- Schlammalter, Schlammbelastung
- Art und Menge der Fällmittel für die Phosphorfällung (ATV-DVWK-M 368, 2003; Oles et al., 2015).

Bei der Co-Vergärung verändert sich auf Grund der Modifikation der Substratzusammensetzung die spezifische Faulgasproduktionsrate.

Bei der Bemessung von Faulbehältern ist die Auslegung des Faulgaspfades ebenso bedeutsam wie beim Schlammfad. Für die Auslegung der Anlagenteile im Faulgaspfad (Transportleitungen, Faulgasspeicher, BHKW, Sicherheitseinrichtungen etc.) ist die Kenntnis über den Faulgasanfall aus den zugeführten organischen Stoffen erforderlich (DWA-M 363, 2010). Die Intensität der Gasproduktion lässt sich mit der oTR spezifischen Faulgasausbeute Q_{FGA} in $\text{Nm}^3/\text{kg oTR}$ beziffern. Die spezifische Methanmenge Q_{CH_4} ist für die wirtschaftliche Betrachtung von Interesse (Kapp, 1984). Tabelle 3.4 zeigt erzielbare Faulgasausbeuten für im Substrat enthaltene Makronährstoffe (Kohlenhydrate, Proteine und Fette) (DWA-M 363, 2010).

Tabelle 3.4: Anhaltswerte für Faulgasausbeuten der im Rohschlamm enthaltenen Makronährstoffe (nach DWA-M 363, 2010)

Substrat	Ø Gasausbeute	Ø CH_4 -Gehalt	Energieertrag	
	$[\text{Nm}^3/\text{kg oTR}_{\text{zu}}]$ $([\text{Nm}^3/\text{kg oTR}_{\text{ab}}])$	[%]	$[\text{MJ}/\text{kg oTR}]$	$[\text{kWh}/\text{kg oTR}]$
Kohlenhydrate	0,42 (0,83)	50	15,1	4,2
Proteine	0,36 (0,72)	71	18,4	5,1
Fette	0,72 (1,43)	70	36,0	10,0

Menge und Zusammensetzung des produzierten Faulgases hängen von der Beschaffenheit des zu faulenden Rohschlammes (s. 4.2.1) ab, insbesondere von dessen Anteil an organisch abbaubarer Substanz. Die Rohschlammqualität wird maßgeblich von der Beschaffenheit des Rohabwassers und den vorangegangenen Schritten im Abwasserreinigungsprozess beeinflusst (s. 4.1.1).

Die spezifische Faulgasmenge und die Zusammensetzung variieren mit der Art der abgebauten Stoffe (vgl. Tabelle 3.4). Abhängig von der Art des einzelnen Gases und des spezifischen Partialdrucks verringert sich mit steigender Temperatur die jeweilige Löslichkeit in der Schlammsuspension (Gallert, et al., 2015, vgl. 5.1). Durch zu viele kohlenhydrathaltige Substrate kann sich die Faulgasqualität verringern (Roediger et al., 1990).

Schlammspezifische Faulgasausbeuten für Primär-, Überschuss- und Rohschlamm sind in Tabelle 3.5 aufgeführt.

Tabelle 3.5: Schlammspezifische Faulgasausbeute unter deutschen Randbedingungen nach verschiedenen Quellen.

Schlammart	Ø Gasausbeute	Ø CH ₄ -Gehalt ^{b)}	Energieertrag	
	[Nm ³ /kg oTR _{zu}]		[%]	[MJ/kg oTR]
Primärschlamm (PS)				
DWA-M 368 (2014)	0,57	60 – 70	12,2 – 14,4	3,4 – 4,0
Kapp (1984) ^{b)}	0,54 – 0,56			
Roediger et al. (1990)	0,50 – 0,60			
Schmelz (2010) ^{c)}	0,40 – 0,60			
Überschussschlamm (ÜS)				
DWA-M 368 (2014)	0,33	60 – 70	7,2 – 8,3	2,0 – 2,3
Kapp (1984) ^{b)}	0,27 – 0,28			
Roediger et al. (1990) ^{c)}	0,25 – 0,30			
ATV/BDE/VKS AG 3.1.1	0,20 – 0,30			
Schmelz (2010) ^{b)}	0,21 – 0,31			
Rohschlamm (RS = PS + ÜS)				
DWA-M 368 (2014)	0,44	60 – 70	9,4 – 11,2	2,6 – 3,1
DWA-M 363 (2010)	0,30 – 0,45			
Kapp (1984)	0,43 – 0,45 ^{b)}			
Oles (2015)	0,30 – 0,45			
Roediger et al. (1990)	0,40 – 0,50			
Schmelz (2010) ^{b)}	0,34 – 0,37			

ANMERKUNGEN:

- a) DWA-M 363 (2010)
- b) aus: Rossol & Schmelz (2010)
- c) für Belebtschlamm mit B_{TS} = 0,15 kg/(kg · d)

Bei der Faulung von Rohschlamm werden in der Praxis Gasausbeuten bezogen auf die abgebaute organische Trockenmasse von etwa 0,80 bis 1,00 Nm³/kg oTR_{ab} (entspricht ungefähr 0,15 kg CH₄/kg CSB_{ab}) erzielt (ATV-DVWK-M 363, 2002; Baader et al., 1978). Das entspricht einer Gasproduktion von 0,40 bis 0,50 Nm³/kg oTR_{zu} auf die der Faulung zugeführte Trockenmasse. Unter anderem wegen des höheren Fettanteils und der leicht verfügbaren organischen Stoffe erzeugt Primärschlamm allein mit ca. 0,50 bis 0,60 Nm³/kg oTR_{zu} in etwa doppelt so viel Faulgas wie Überschussschlamm mit ca. 0,20 bis 0,30 Nm³/kg oTR_{zu} (s. Tabelle 3.5). In Relation zu den oben genannten Werten der Faulgasausbeute von ca. 1,00 Nm³/kg oTR_{ab} mit der auf den zugeführten oTR bezogenen von ca. 0,50 Nm³/kg oTR_{zu} ist erkennbar, dass offenbar nur ca. die Hälfte der organischen Fraktion des Schlammes mikrobiologisch verwertet und in Faulgas umgesetzt wird (ATV-DVWK-M 363, 2002; Baader et al., 1978).

In der internationalen Literatur finden sich meist Angaben zu Faulgasausbeuten bezogen auf den abgebauten oTR sowie vereinzelt Angaben zum einwohnerspezifischen Faulgasfall, die in Tabelle 3.6 zusammengefasst worden sind.

Tabelle 3.6: Faulgasausbeute und einwohnerspezifischer Faulgasanfall internationaler Literatur.

Autor	Faulgasausbeute [Nm ³ /kg oTR _{ab}]	Faulgasanfall [Nm ³ /(E · d)]	Ø CH ₄ -Gehalt [%]
EPA 625/1-74-006 (1974)	0,69 bis 0,75	15,9 bis 21,0	43 bis 75
Liu und Liptak (1999)	0,94	28	k. A.
Vesilind & Kang (2003)	0,81 bis 1,00	k. A.	45 bis 75
Gerardi (2003a)	0,75 bis 1,01	k. A.	60 bis 65
Turovskiy & Mathai (2006)	0,80 bis 1,10	k. A.	65 bis 75
von Sperling & Gonçalves (2007)	0,80	25	62 bis 70

Die Angaben der internationalen Autoren zur spezifischen Faulgasausbeute bezogen auf den abgebauten oTR decken sich mehrheitlich mit dem ATV-DVWK-M 363 (2002). In Tabelle 3.6 sind zudem die einzelnen Angaben zum Methangehalt im Faulgas aufgeführt, die mit 43 % bis 75 % Methan eine größere Bandbreite gegenüber der deutschen Literatur aufweisen.

Die Ermittlung des täglichen Gasanfalls ($Q_{FG,d}$) erfolgt nach Möglichkeit über die Faulgasausbeute ($Q_{FGA, spez.}$), die theoretisch durch die im Rohschlamm enthaltenen organischen Stoffe erreicht wird (s. Tabelle 3.4 bis Tabelle 3.6). Der Faulgasanfall kann näherungsweise über Einwohnerwerte in Abhängigkeit von der Aufenthaltszeit in der Vorklärung t_{VK}

und der biologischen Behandlung im Belebungsverfahren mit dem einwohnerspezifischen Faulgasanfall abgeschätzt werden, sollten keine weiteren Daten über Schlamm-mengen und deren Zusammensetzung zur Ermittlung vorliegen (DWA-M 363, 2010; Mieske et al., 2016).

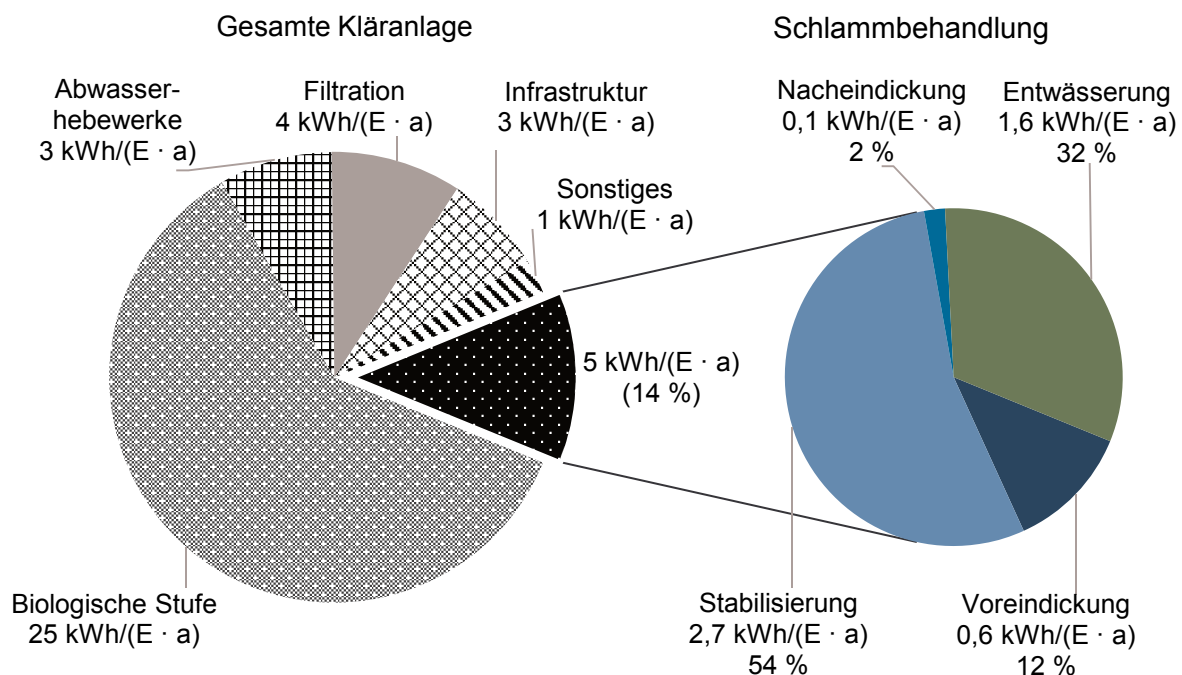
Das DWA-Merkblatt 363 (2010) gibt für deutsche Randbedingungen bis zu $20,7 \text{ L}/(\text{E} \cdot \text{d})$ als Bemessungsgröße an. Die U. S. EPA (1974) gibt den geringsten Wert mit $15,9 \text{ L}/(\text{E} \cdot \text{d})$ an, von Sperling & Gonçalves (2007) den höchsten Faulgasanfall mit $25,0 \text{ L}/(\text{E} \cdot \text{d})$. Die großen Unterschiede der Literaturangaben zeigen, dass der einwohnerspezifische Faulgasanfall nur dann im Bemessungsverfahren zur Faulgasabschätzung herangezogen werden sollte, wenn keine anderen Daten zugrunde liegen.

Hinweise zur Tarifgestaltung der Stromversorgungsunternehmen bei Eigenstromerzeugung, eine Übersicht über Aggregate zur Kraft-Wärme-Kopplung sowie gesetzliche Rahmen- und Randbedingungen bietet Dichtl et al. (1997).

Stromverbrauch und Stromerzeugung innerhalb der anaeroben Schlammbehandlung

Der Stromverbrauch hängt von der eingesetzten Technik ab. Durch die Faulgasverwertung lässt sich Strom aus Fremdbezug einsparen.

Im Bild 3.6 ist der Stromverbrauch mit Detailbetrachtung der Schlammbehandlung für eine konventionelle Kläranlage mit mittlerer technologischer Ausstattung für 100.000 E dargestellt.



ANMERKUNG: Die Prozentangaben beziehen sich auf den Anteil in der Schlammbehandlung.

Bild 3.6: Stromverbrauch einer Kläranlage (100.000 E) mit Fokus auf der Schlammbehandlung (nach LANUV NRW 2014).

Die im Bild 3.6 aufgeführten Werte zeigen, dass der Stromverbrauch für die Schlammbehandlung ca. 14 % des Verbrauchs der Gesamtanlage ausmacht. Stromkosten entfallen insbesondere auf Pumpen und Aggregate der Faulbehälterumwälzung sowie auf die maschinelle Entwässerung.

Insgesamt übersteigt die aus der Faulgasproduktion in BHKW gewonnene elektrische Energie den Strombedarf der Klärschlammbehandlung bei Weitem. Die jährliche einwohnerspezifische Stromproduktion infolge Faulgasverstromung lässt sich, abhängig von der Faulgasausbeute und dem Wirkungsgrad des eingesetzten BHKW, im Mittel mit ca. 13 kWh/(E · a) bis 15 kWh/(E · a) abschätzen (Mieske et al., 2016).

4 Einflussfaktoren

Klärschlamm ist der Schlamm, der bei der Behandlung von Abwasser in Abwasserbehandlungsanlagen (nach Rechen und Sandfang), einschließlich zugehöriger Anlagen zur weitergehenden Abwasserreinigung, anfällt. Dies umfasst auch entwässerte, getrocknete oder in sonstiger Form behandelte Schlämme (AbfKlärV, 1992).

Als stabilisierte Schlämme werden alle Schlämme bezeichnet, die im Zuge einer geordneten Schlammbehandlung einem Stabilisierungsverfahren, sei es biologisch oder chemisch, unterworfen wurden (Dichtl, 2015a).

4.1 Äußere Bedingungen

In diesem Abschnitt werden kurz die äußeren Randbedingungen erläutert, die zunächst Einfluss auf den Abwasseranfall und infolgedessen auf die Zusammensetzung der im Abwasserreinigungsprozess entstehenden Klärschlämme haben.

4.1.1 Besondere Verhältnisse vor Ort

Während in den gemäßigten Klimazonen meist eine weitestgehend hinreichend entwickelte Abwasserbehandlung vorherrscht, finden sich ähnlich hohe technologische Standards in warmen und kalten Klimazonen eher vereinzelt oder schwerpunktartig wieder. Grieb und Karl (2016) beziehen sich im DWA-Themenband T4/2016 „Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen“ ausdrücklich auf gesamtheitlich geltende Kriterien, also im Hinblick auf warme und ebenso kalte Klimazonen. Dabei gehen sie vor allem auf die Besonderheiten der Abwasserreinigung/-entsorgung in ESTL ein, die es zu berücksichtigen gilt, da viele Länder der oben genannten Klimazonen die Charakteristika von ESTL aufweisen.

Einen Überblick zu länderspezifischen Anforderungen an die Abwassertechnik ausgewählter Länder (u. a. Ägypten, Brasilien, China, Jordanien) geben Cornel et al. (2005).

Neben entwicklungspolitischen Prioritäten zur Sicherstellung der Grundbedürfnisse (z. B. der Wasserversorgung) führten die ersten Bemühungen auch im Zuge der angestiegenen Urbanisierung zu einem erhöhten Abwasseranfall. Daraus ergab sich im Nachgang die Erkenntnis, stets eine gesamtstrategische siedlungswasserwirtschaftliche Planung (ggf. auch länderübergreifend) durchzuführen (Grieb & Karl, 2016).

Die „Geologische Situation, [der] Baugrund, [die] Höhenlage und sonstige örtliche Gegebenheiten der Kläranlagen sind häufig nicht das Resultat eines rationalen, nach technisch-wirtschaftlichen Gesichtspunkten erfolgten Auswahlverfahrens für einen geeigneten Standort, sie spiegeln vielmehr auch politische und städtebauliche Ausschlusskrite-

rien, Verfügbarkeit von bezahlbarem Bauland und andere nicht-technische Aspekte wieder“ (Grieb & Karl, 2016). Hinzu kommt der nicht oder nur kaum erfassbare Einfluss infolge von Korruption.

Die Wahl des einzusetzenden Abwasserreinigungs- und Klärschlammbehandlungsverfahrens ergibt sich demnach, neben der Abwasserzusammensetzung und -menge sowie den gesetzlichen Anforderungen an die Ablaufwerte, aus den oben genannten Einschränkungen und Freiheiten in Bezug auf Platz und bevorzugten Technologieeinsatz sowie den finanziellen Ressourcen und den politischen Willen.

Sowohl besondere örtliche Verhältnisse, einhergehend mit dem einzusetzenden technologischen Wissen, als auch das verfügbare Betriebspersonal in Qualität und Quantität ergeben die planerischen Rahmenbedingungen. Bei Modernisierungen und Erweiterungen bestehender Anlagen sind zusätzlich „[...] die Qualität des bestehenden Betriebs, eine vorhandene, aber eventuell unausgewogene Anlagendimensionierung, ungeeignete und/oder schlecht gewartete Ausstattung, geringe Motivation des Personals sowie mangelhafte Leistungs- und Kostenkontrolle [...]“ zu berücksichtigen (Grieb & Karl, 2016).

4.1.2 Klimageografische und soziokulturelle Aspekte

Bauerfeld (2012a) schreibt den klimageografischen Aspekten im Hinblick auf die gesamte Abwasser- und Klärschlammbehandlungskette eine zentrale Rolle zu, sodass diese neben den verfahrenstechnischen Randbedingungen stets die Abwasser- und Klärschlammproduktion, den Behandlungsprozess und den letztendlichen Klärschlammverbleib beeinflussen. Tägliche und/oder saisonale klimageografische Einflussfaktoren, wie

- die (Höhen-)Lage,
- die Lufttemperatur, -feuchte und -bewegung (Wind),
- die Temperatur des Abwassers,
- die Intensität und Intervalle von Niederschlägen sowie
- sonstige lokale Besonderheiten (z. B. in Küstennähe → hohe Salzfrachten oder in Wüstennähe → hohe Sandfrachten)

wirken sich direkt oder indirekt auf das Wasserverbrauchsverhalten der Bevölkerung aus.

Ebenso wirken sich die oben genannten Faktoren auf die soziokulturellen bzw. sozioökonomischen Aspekte, wie

- die Art der Ernährung,
- das Umweltbewusstsein der Bevölkerung,
- die finanziellen Ressourcen und
- das Siedlungsverhalten (städtisch/ländlich, Bevölkerungsdichte) aus.

Den oben genannten Faktoren können aber nur grundlegende Kausalitäten auf die Schlammproduktion und deren biologischer Leistungsfähigkeit zugesprochen werden. Es

bedarf für einen erfolgreichen Planungsprozess und späteren Betrieb ein sachgerechtes Klärschlammmanagement. Dieses Klärschlammmanagement erfordert, dass Interessen auf der Verbraucher- sowie der Betreiberseite berücksichtigt werden, unter Einhaltung der rechtlichen Rahmenbedingungen und der Standards des technischen Umweltschutzes (Bauerfeld, 2012a).

Nach Ansicht des Verfassers wird der essenziellen Ressource Wasser kaum oder nur wenig Wertschätzung zugetragen, es sei denn das (saubere) Wasser ist knapp. Angesichts oft relativ niedriger Trinkwasserpreise spiegelt sich dies in den sehr hohen Wasserverbräuchen (inkl. Fehllanschlüssen) oder in der bewussten bzw. gedankenlosen (illegalen) Entsorgung von Hausmüll, Chemikalien, Medikamenten etc. über Gewässer oder Abwassersysteme wider.

Dazu führen Grieb und Karl (2016) an, dass Wasserknappheit oder hohe Trinkwasserpreise einen geringeren Verbrauch zur Folge haben, der sich auf das Abwasservolumen und die Konzentrationen der Abwasserinhaltsstoffe auswirkt. Einen gegenteiligen Effekt auf Preise und Abwassermengen (Verdünnung der Abwasserinhaltsstoffe) hat die hohe Verfügbarkeit an Trinkwasser.

Erhöhte schwankende Salzgehalte (z. B. in Küstennähe), aber auch große Abweichungen von Literaturwerten der Kohlenhydrat-, Protein- und/oder Fettfrachten im Abwasser (z. B. durch Abwässer der Saffherstellung oder Schlachtabfälle/-abwässer) stellen eine hohe Herausforderung an den Planer, da die Anforderungen an die Verfahrenstechnik stark vom Standard abweichen können, um das Abwasser samt Klärschlamm gezielt behandeln zu können. Im Planungsprozess sind dementsprechend die klimageografischen und soziokulturellen Faktoren zu beachten, z. B. dass in den meisten ESTL noch Hauschlachtungen üblich sind (hohe Anteile an Proteinen und Fetten). In der Abwasser- und Klärschlammbehandlung kann es infolge unzureichend vorbehandelter industrieller Einleitungen zu Betriebsproblemen bei der Abwasser- und Klärschlammbehandlung kommen (Grieb & Karl, 2016). Aber auch eine sachgerechte und ökologisch akzeptable Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser und die Verwertung von Klärschlamm wird erschwert, wobei bei der Erstellung eines Klärschlammverwertungskonzeptes (z. B. landwirtschaftliche Verwertung) auch die Akzeptanz aus der Bevölkerung gegeben sein muss.

4.1.3 Einfluss hoher Abwasser- und Umgebungstemperaturen

Die Art des Entwässerungssystems, die Anzahl an Fehllanschlüssen und der Anteil an Fremd- und Störstoffen beeinflussen die Abwasser- und daher auch immer die Klärschlammzusammensetzung in hohem Maße. Erhöhte Abwassertemperaturen und/oder lange Fließwege zur Kläranlage, z. B. im großstädtischen Bereich, erzeugen in warmen Regionen in der Kanalisation verstärkte Geruchsbildung, Korrosion sowie angesichts der temperaturbedingten höheren biologischen Aktivität ein meist anaerobes Abwasser im

Zulauf der Kläranlage. Damit sind Geruchsemissionen auf der Kläranlage verbunden (Grieb & Karl, 2016). Zu berücksichtigen ist, dass sich auch in großen Städten kalter Klimazonen (z. B. Moskau) selbst im Winter aufgrund des hohen Verbrauchs an Warmwasser Abwassertemperaturen im Zulauf der Kläranlage von deutlich über 12 °C und damit ähnliche Effekte wie zuvor beschrieben auftreten können.

Der beschleunigte Vorabbau an Abwasserinhaltsstoffen in der Kanalisation ergibt sich im Falle hoher Abwassertemperaturen zum einen aus den erhöhten biologischen Stoffwechselaktivitäten, die im Kanal stattfinden, und zum anderen infolge einer temperaturbedingten Begünstigung der Sedimentationsvorgänge im Kanalisationsnetz. Moshage (2004) schildert, dass hohe Abwasser- und Umgebungstemperaturen die Dichte und damit verbunden die Viskosität von Abwasser bzw. Klärschlamm herabsetzen. Verstärkte Sedimentationsvorgänge im Kanal fördern zusätzlich den unkontrollierten biologischen Vorabbau (s. Bauerfeld, 2012a).

Im Bereich der Kläranlagen wirken sich erhöhte Abwassertemperaturen auch auf die mechanische Reinigung (Rechen, Sand- und Fettfang) und dementsprechend auch wieder auf die Klärschlammqualität aus. Bei einer Überdimensionierung des Sandfangs können vermehrt organische Stoffe der Vorklärung und damit der weiterführenden Schlammbehandlung entzogen werden (Dellbrügge et al., 2016a).

Dellbrügge et al. (2016) beschreiben im DWA Themenband T4/2016 planerische und betriebliche Aspekte für die mechanische Vorbehandlung von Abwasser und Klärschlamm bei erhöhten Abwassertemperaturen, u. a. in Bezug auf das Absetzverhalten. Bauerfeld (2012a) fasste in einer Synopse verschiedene empirische Modellfunktionen zur Ermittlung des Absetzverhaltens mineralischer und organischer Abwasserbestandteile zusammen, dabei auch einige, die den Temperatureinfluss auf das Absetzverhalten mit einbeziehen. So steigt mit höheren Abwassertemperaturen auch die Sinkgeschwindigkeit aufgrund der niedrigeren Dichte und Viskosität des Abwassers (vgl. Moshage, 2004; Tchobanoglous et al., 2014). Der Temperatureinfluss auf das Absetzverhalten nimmt mit steigenden Feststoffkonzentrationen im Abwasser ab (Bauerfeld, 2012a).

Aufgrund der Aufenthaltszeit von Abwasser und Primärschlamm in der Vorklärung kommt den hohen Abwassertemperaturen eine besondere Bedeutung zu. Ursache sind die einsetzenden Hydrolyse- und anaeroben Abbauprozesse (Bauerfeld, 2012a). Weitgehende anaerobe Abbauprozesse in der Vorklärung bis hin zur Methan- und Kohlenstoffdioxid-Bildung stören durch den Auftrieb den zuvor beschriebenen begünstigten Sedimentationsprozess, führen zur Geruchsbelästigung und reduzieren das Potenzial zur Eigenenergieerzeugung aus Primärschlamm. Bei weitgehender Hydrolyse und Versäuerung wird die Abwasser- und Schlammcharakteristik für die folgenden Behandlungsschritte negativ beeinflusst (Dellbrügge et al., 2016a). Unter kälteren klimatischen Bedingungen hingegen kann sich die Absetzgeschwindigkeit verringern, sodass dies ggf. planerisch berücksichtigt werden muss.

In der biologischen Stufe wirken sich hohe bzw. kalte Temperaturen u. a. auf die Überschussschlammproduktion aus. Die Überschussschlammproduktion bei Temperaturen um 30 °C ist oft größer als laut der Berechnung nach Arbeitsblatt DWA-A 131 (2016) zu erwarten ist (Wichern et al., 2016). Wichern et al. (2016) nennt für Temperaturen über 25 °C als Grund für den Mehranfall an Überschussschlamm einerseits den Vorabbau an CSB bei langen Fließwegen in der Kanalisation und andererseits den Einfluss der mineralischen Trockensubstanz (aTS) als Anteil am gesamten TS, der im Zulauf der Kläranlage zwischen 30 % (vorgeklärtes Abwasser) bis 40 % (Rohabwasser) liegt.

Hohe Abwassertemperaturen können sich negativ auf die Schlammeigenschaften des Belebtschlammes auswirken, sodass sich das Absetzverhalten zusätzlich zu den bei der Vorklärung genannten Effekten in der Nachklärung verschlechtern kann (Wichern et al., 2016; Dellbrügge et al., 2016).

Eine statische Voreindickung von Rohschlamm außerhalb der Absetzbecken wird üblicherweise nur auf kleineren Kläranlagen mit erheblicheren Schwankungen im Schlammanfall eingesetzt. Bei Kläranlagen mit weitergehender Stickstoffelimination und geringen CSB Frachten kann sich eine Voreindickung von Primärschlamm begünstigend auf die N-Elimination auswirken, da durch das Überstandswasser leicht verfügbare organische Verbindungen infolge der Hydrolyse die Denitrifikation unterstützen können (ATV-DVWK AK-1.3, 2000). Sollte eine statische Voreindickung von Rohschlämmen, in der Regel bei Primärschlamm, bzw. eine Nacheindickung des ausgefaulten Schlammes erfolgen, so sind mögliche Auswirkungen wie

- verstärkte Geruchsemissionen,
- Insektenbildung,
- der weitergehende Abbau organischer Inhaltsstoffe über die Hydrolyse hinaus,
- damit verbunden eine einsetzende (Nach-)faulung und
- unkontrollierter Ausgasung von Faulgas

zu berücksichtigen.

Etwaige Auswirkungen auch im Hinblick auf die Arbeitssicherheit mit dem biologisch aktiven Material gilt es zu beachten.

Die Klärschlamm- und Umgebungstemperaturen bei den der Faulung umgehenden Prozessschritten wie

- mechanische Eindickung (z. B. Polymerbedarf, Arbeitssicherheit),
- Entwässerung (u. U. verbessertes Entwässerungsvermögen, s. Moshage, 2004),
- (Zwischen-)Lagerung und Transporte (Wiederverkeimung, Kontaktmöglichkeiten)
- und Deponierung (unkontrollierte Nachfaulung)

beeinflussen die Schlammqualität und die Auswirkungen auf die direkte Umgebung.

Rückbelastungen für die biologische Stufe der Kläranlage

Nach DIN EN 1085-07 (9360) stellt das Schlammwasser die Flüssigkeit dar, die während der Behandlung vom Schlamm abgetrennt wird. Die Abtrennung erfolgt entweder statisch per Eindicker, Filter, Schlamm-trockenbeete (sekundärer Effekt ist Verdunstung) bzw. mechanisch über Filter, Zentrifugen, Pressen oder Ähnlichem (DIN EN 1085, 2007). Schlammwasser kann zudem bei Trocknungsvorgängen (z. B. solare Klärschlamm-trocknung) in Form von Kondensat entstehen (Dichtl et al., 2005). Zur Ermittlung der Rückbelastungen aus der Schlamm-entwässerung wird auch auf den Arbeitsbericht „Rückbelastung aus der Schlammbehandlung“ der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe AK-1.3 (2000) verwiesen.

Die Abhängigkeiten von Art und Ausmaß der Rückbelastung aus der Entwässerung fasst das DWA-M 366 (2013) unter folgenden Faktoren zusammen:

- Abwasserbeschaffenheit und Abwasserbehandlungsverfahren (z. B. Belebungs-, Tropfkörper-, Fällungsverfahren);
- Klärschlammbehandlung vor der Entwässerung (z. B. keine, aerobe oder anaerobe, mesophile oder thermophile Stabilisierung, Rücklösung von Phosphat oder Stoffaufschluss);
- Art und Menge von Konditionierungsmitteln;
- eingesetztes Entwässerungsaggregat und dessen Feststoff-Abscheidegrad;
- Anfall von Spül-, Reinigungs- und Waschwasser bei der Schlamm-entwässerung (DWA-M 366, 2013).

Den größten Effekt auf die Abwasserreinigung bei der Rückbelastung durch Schlammwasser hat der Stickstoff. In Form von Ammonium zurückgeführt, kann die Rückbelastung bezogen auf den Zulauf bis zu 20 % (Dichtl et al., 2005) und im Extremfall sogar bis zu 30 % (DWA-M 366, 2013) betragen. Die Auswirkungen auf das erforderliche Belebungs-beckenvolumen sind groß bzw. führen zu einer reduzierten Behandlungskapazität (Jardin, 2008). Die Höhen der Konzentrationen in der Rückbelastung werden über die Betriebsweise der Klärschlamm-fermentation beeinflusst. Eine intensivere Fermentation führt infolge höherer Rücklösungsraten zu erhöhten Stickstoff- und Phosphorbelastungen im Zentrat-Wasserstrom.

Wenn aufgrund von hohen Temperaturen in einer Belebungsanlage das für das Reinigungsziel erforderliche Schlammalter kleiner als das vorhandene Schlammalter ausfällt, kann es jedoch zu einer Stabilisierung des Schlammes mit der Folge von erhöhten Phosphat-Rücklösungen kommen.

4.2 Klärschlammanfall und -beschaffenheit

Beginnend bei der geografischen Lage und dem vorherrschenden Klima ergibt sich eine Beeinflussung des Klärschlammes in Menge und Qualität schon bei der Abwasserentstehung. Dabei sind auch Faktoren wie z. B. die Anzahl der angeschlossenen Einwohner, deren Ernährungsweise und Konsumverhalten an Frischwasser sowie die Art der Toilettennutzung (Entsorgung von Müll, wie z. B. Essensreste) entscheidende Faktoren.

Es ergeben sich auf Basis klimageografischer und soziokultureller Aspekte in den ESTL erhöhte Anforderungen in planerischer Hinsicht, vor allem auch im Hinblick auf die oft geringe oder fehlende Dichte an Daten zu Abwassermengen und -zusammensetzungen, geschweige denn zum Klärschlamm. Ergänzend hierzu wird auf den Abschnitt 7.3.1 verwiesen.

4.2.1 Schlammeigenschaften und -kennzahlen

Als Faulschlamm bezeichnet man Schlämme in oder aus einer Anlage zur anaeroben Schlammstabilisierung. Gut ausgefauter Schlamm ist infolge der Bildung von Eisen(II)-sulfid (FeS) in aller Regel tiefschwarz und riecht leicht erdig, teerartig (Dichtl, 2015a). Während der umwelttechnischen Nutzung der anaeroben Abbauprozesse im Faulbehälter zum Zwecke der Stabilisierung entsteht aus Rohschlamm das Produkt Faulschlamm. Das Ausgangssubstrat Rohschlamm ist unbehandelt oder teilstabilisiert und wird ggf. mit Co-Substraten vermischt (z. B. Fette, Fremdschlämme, biogene Reststoffe).

Der *Primärschlamm* entsteht durch Sedimentation in Form einer Suspension aus hohem Wasseranteil und einigen Feststoffen, deren organische Anteile überwiegend schnell biologischen Umsetzungsprozessen zugänglich sind. Der Entstehungsort von Primärschlamm liegt bei der mechanischen Reinigung im Vorklärbecken.

Überschussschlamm ist das Surplus aus dem rückläufigen Belebtschlamm (Rücklaufschlamm), der zu Aufrechterhaltung einer vorgewählten Biomassenkonzentration bzw. eines vorgewählten Schlammalters aus einer biologischen Reinigungsanlage nach Absetzen abgezogen wird (Dichtl et al., 2011).

Des Weiteren können *Tertiärschlämme* (Fällschlämme) als weitere Schlammfraktion anfallen, die durch den Einsatz von Fällmitteln nicht absetzbare Abwasserinhaltsstoffe und einen Teil kolloidaler Stoffe als Flocken abscheiden und so zum Absetzen bringen (Dichtl et al., 2011). Es ist davon auszugehen, dass im Tertiärschlamm nur ein kaum erfassbarer organischer Anteil für die anaeroben Mikroorganismen im Faulbehälter verfügbar ist. Deshalb erfährt er bei der Bemessung von Faulbehältern nur eine volumenmäßige Berücksichtigung (DWA-M 202, 2011).

4.2.2 Klärschlammanfall

Der Klärschlammanfall und die Klärschlammcharakteristika werden in der nationalen und internationalen Literatur in der Regel über einwohnerspezifische Feststofffrachten ($b_{TM,E,d}$) oder Schlamm-mengen ($q_{E,d}$) unter Angabe üblicher Feststoff- und Organikanteile (TR/GV) und der vorausgegangenen eingesetzten Verfahrenstechnik in Schlammlisten zusammengefasst. Die Schlammlisten basieren oft auf großangelegten, jahrelangen nationalen Erhebungen. Wichtige Informationen zum Schlammanfall und dessen Qualität sind ohne Anspruch auf Vollständigkeit der folgenden Literatur zu entnehmen:

- DWA-Merkblatt 368 (DWA-M 368, 2014)
- DWA-Arbeitsblatt 131 (DWA-M 131, 2016)
- ATV-Handbuch Klärschlamm (Köhlhoff, 1996; Leschber & Niemitz, 1996)
- Anaerobtechnik (Dichtl, 2015a)
- Biological Wastewater Treatment – Vol. 6 Sludge Treatment and disposal (von Sperling & Gonçalves, 2007).
- Wastewater Engineering – Treatment and Resource Recovery, “Metcalf & Eddy” (Tchobanoglous et al., 2014)

Im DWA-Merkblatt 368 (2014) ist in der Tabelle 6 der nach dem ATV-DVWK-A 131 berechnete übliche Anfall und die Beschaffenheit von Schläm-men in Abhängigkeit von Verfahren und Betriebsbedingungen für deutsche Randbedingungen zusammengefasst (s. Tabelle A.2). Ebenso beschreibt Dichtl (2015a) die grundlegenden Eigenschaften der einzelnen Klärschläm-me und deren Beschaffenheit. Zudem wird bei Kroiss und Svardal (2015) der Einfluss der Substratzusammensetzung (Substratkonzentrationen, Feststoffgehalt und Nährstoffverhältnis) auf den anaeroben Abbau behandelt. Speziell für warme Klimate ist in der internationalen Literatur die Schlammliste von Sperlings und Gonçalves (2005 und 2007) zu erwähnen. Der Schlammanfall wird ebenfalls im Unterabschnitt 7.3.2 behandelt. Die Beschaffenheit von Klärschläm-men ist in Tabelle 4.1 unter Angabe von diversen Parametern und sensorisch erfassbaren Eigenschaften zusammengefasst, die z. T. auch als Stabilisierungszahlen herangezogen werden können.

Der Rohschlammanfall kann mengenmäßig insbesondere bei einer Mischkanalisation zeitweise stark ansteigen, wenn im Anschluss an eine lange Trockenperiode ein hoher Regenwetterabfluss entsteht und dadurch große Mengen an Sediment aus der Kanalisation zur Kläranlage transportiert werden (Mieske et al., 2016).

Im Folgenden werden wichtige Aspekte des Einflusses warmer oder kalter Klimazonen auf den Klärschlammanfall und dessen Qualität erläutert, die sich auf die Übertragbarkeit deutscher Parameter auswirken können. Mögliche klimageografische Einflussfaktoren auf den Klärschlammanfall sind im DWA-Themenband T4/2016 „Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen“ (2016) für ausgewählte Verfahren angegeben.

4.2.3 Schlammkennzahlen

In Tabelle 4.1 sind die stoffbedingten Eigenschaften für Roh- und Faulschlämme dargestellt, die zum Teil auch zur Beurteilung herangezogen werden können, ab welchem Zeitpunkt ein behandelter Klärschlamm als hinreichend stabilisiert gilt bzw. wie die üblichen Ausgangswerte für Rohschlämme sind. Welche Stabilisierungsziele definiert sind und wann ein Faulschlamm ein Stabilisierungskriterium erfüllt, ist dem Unterabschnitt 7.1 zu entnehmen.

Tabelle 4.1: Zuordnung wichtiger Kennzahlen der Schlammarten (nach Bahrs, 1997).

Schlammkennzahlen	mit Seh- und Geruchssinn bereits erkennbar	pH	TR	GV ^{a)}	CSB/oTR ^{b,d)}	HAc _{aq} ^{d)}	Säureverbr. ^{d)}	H _i ^{d)}
Einheit		-	%	%	g O ₂ /g oTR	mg HAc/L	mmol	MJ/kg TR
Rohschlamm (RS), Mischung aus Primär- und Überschussschlamm	grobe Struktur gelb bis grau, stinkt, Schlammwasser trüb	5,5 - 6,5	3,0 - 7,0	60 - 75 (73)	1,55 (1,5 - 1,8)	1.800 - 3.600	5 - 10	14,7 - 19,8
Primärschlamm (PS)	sehr grobe Struktur, grauschwarz bis gelbbraun, schnelle Fäulnis	5,0 - 7,0	5,0 - 10,0	60 - 75 (75)	1,65 (1,6 - 1,9)	1800 - 3600	500 - 1000	16,0 - 20,0
Überschussschlamm (ÜS)	flockige Struktur, bräunlich, erdiger Geruch, klares Schlammwasser	6,5 - 7,5	0,5 - 1,0	68 - 77 (72)	1,45 (1,4 - 1,6)	1.800 - 3.600	< 1 - 5	14,7 - 20,9
Faulschlamm (FS), schlecht ausgefault	zwischen Rohschlamm und gut ausgefaultem Schlamm	6,5 - 7,0	2,5 - 4,0	> 55	1,45	600 - 4.200	10 - 25	14,7 - 18,0
Faulschlamm (FS), gut ausgefault	homogen, feinkörnig schwarz, teerartiger Geruch, Zentrat klarer als bei RS	7,2 - 7,5	2,0 - 3,5	45 - 55 (58)	> 2,0 ^{c)}	< 300 - < 100 Essigsäure < 10	30 - 45	< 10 - 14,7

ANMERKUNGEN:

- ^{a)} Die Werte in Klammern entsprechen dem Jahresmittel der Schlämme, berechnet als gewichtete Mittelwerte auf Basis des DWA-M 368, Tabelle 6.
- ^{b)} Wertebereich in Klammern
- ^{c)} Das CSB/oTR-Verhältnis gibt keine Aussage zum Stabilisierungsergebnis des Faulschlammes.
- ^{d)} CSB/oTR: aus eigenen Daten und LANUV NRW (2014)
Säureverbrauch: Daten Bahrs, neue Einheit mmol (vorher mg CaCO₂/L)
Heizwert H_i: Daten Bahrs (neue Einheit, vorher kWh/kg TM) und Leschber & Niemitz (1996)

Der pH-Wert von Klärschlamm, d. h. der negative dekadische Logarithmus der Wasserstoffionen-Konzentration, liegt üblicherweise im neutralen Bereich (s. Tabelle 4.1) (Leschber & Niemitz, 1996). Davon abweichend können pH-Werte im sauren Bereich oder im alkalischen Bereich (z. B. durch NH_3) inhibierend bzw. toxisch wirken (Thomé-Kozmiansky, 1998).

Als *TR (Trockenrückstand)* werden die partikulären und gelösten Stoffe, die nach dem Verdampfen des Wassers bei einer Trocknungstemperatur von 105 °C und einer Aufenthaltszeit von mindestens 24 Stunden übrigbleiben, bezeichnet (DIN EN 12880, 2001).

Da Klärschlämme zunächst als Suspension nach einem Sedimentationsprozess vorliegen, hängt der TR-Gehalt hauptsächlich von der Art der Zusammensetzung des Klärschlammes (z. B. partikuläre organische Stoffe im PS oder Belebtschlammflocken im ÜS) sowie von der Dauer und den Randbedingungen beim Absetzvorgang ab. Da das Sedimentationsvermögen von Klärschlamm meist nur unzureichend ist, werden im Zuge der Schlammbehandlung weitere Verfahren für eine vermehrte Aufkonzentrierung von Feststoffen (Eindickung bzw. Entwässerung) verwendet, die den TR-Gehalt im Schlamm erhöht (vgl. Tabelle 4.1). Nach der Faulung ergibt sich durch den Abbau organischer Stoffe in der Regel eine Reduzierung der Gesamtfeststoffe um ca. ein Drittel gegenüber dem Ausgangssubstrat (Kapp, 1984).

Der *GV (Glühverlust)* ist annähernd ein Maß für den organischen Anteil der Feststoffe. Leicht flüchtige organische Säuren werden bei der Bestimmung des GV nicht mit erfasst. Der Glührückstand wird insbesondere vom Salzgehalt und vom Sandanteil im Schlamm beeinflusst (DIN EN 12879, 2001) (Müller, 1996). Die organischen Stoffe werden durch aerobe und anaerobe Stabilisierungsvorgänge reduziert.

Ein *CSB-oTR Verhältnis* kann einen Hinweis auf den zu erwartenden Stoffumsatz geben. LANUV NRW (2014) nennt CSB/oTR Verhältnisse für folgende Stoffgruppen:

- Proteine CSB/oTR = 1,14 g O_2 /g oTR
- Fette CSB/oTR = 2,46 g O_2 /g oTR
- Kohlenhydrate CSB/oTR = 1,43 g O_2 /g oTR

Je höher der CSB-Anteil, desto höher auch der Stoffumsatz.

Organische Säuren dienen als zuverlässiger Prüfparameter, ob ein stabiler anaerober Abbau vorliegt oder ob einzelne Schritte des anaeroben Abbaus gestört sind. Organische Säuren als Essigsäureäquivalent HAc_{aq} lassen sich relativ einfach und zeitnah bestimmen und sind der erste Indikator für eine Inhibierung der anaeroben Abbauschritte durch Hemmung oder Limitierung. Bei einer einsetzenden Hemmung kommt es zu einer Anreicherung von organischen Säuren und damit zur Unterbrechung der Prozesskette im vierstufigen anaeroben Abbau. Die Konzentration der organischen Säuren erhöht sich noch bevor der pH-Wert im Faulbehälter sinkt bzw. der Abbaugrad und die Gasproduktion zu-

rückgehen (Thomé-Kozmiensky, 1998; Dichtl, 2015b). Tabelle 4.1 zeigt die Konzentrationsbereiche für organische Säuren der einzelnen Klärschlammarten an. Dabei nimmt mit zunehmender Stabilisierungsdauer die Konzentration an organischen Säuren ab, sofern keine Hemmung vorliegt.

Im Betrieb einer Faulung lassen sich zur Prozesskontrolle weitere Kontrollparameter hinzuziehen. Mithilfe der spezifischen Faulgasausbeute Q_{FG} (z. B. in NL/kg oTR_{zu}, vgl. 3.4) sowie des pH Werts lässt sich der Faulprozess grob bewerten. Welche Kriterien zur Beurteilung eines Stabilisierungsgrades herangezogen werden sollten, sind in Unterabschnitt 7.1 aufgeführt (vgl. u. a. auch Dichtl et al., 2015).

5 Faultemperatur und Faulzeit

Kroiss & Svoldal (2015) beschreiben die starke Temperaturabhängigkeit biochemischer Reaktionen, deren optimaler Temperaturbereich je nach Art der Mikroorganismen von unter 20 °C und bis zu über 80 °C betragen kann. Für den Ablauf eines biochemischen Prozesses sind neben der Temperatur auch weitere biotische und abiotische Umweltfaktoren im Milieu erforderlich (pH-Wert, Nährstoffangebot, Salinität etc.).

Da das Faulvolumen im Betrieb eines Faulbehälters bereits vorgegeben ist, wird das anaerobe Milieu üblicherweise nur über die Schlammbelastung (Menge an zu faulendem Substrat), die Faultemperatur und bedingt den pH-Wert gesteuert.

5.1 Faultemperatur

In Tabelle 5.1 sind die im Merkblatt DWA-M 368 (2014) aufgeführten Temperaturbereiche, in denen die einzelnen Gruppen von Mikroorganismen eingeteilt sind, und die daraus resultierenden erforderlichen Faulzeiten zusammengefasst. Die Temperaturangaben der psychro-, meso- und thermophilen Bereiche unterscheiden sich je nach Literatur. Das DWA-Merkblatt 368 (2014) definiert den psychrophilen Bereich bis zu 30 °C. Fair und Moore (1937) setzten die Grenze zwischen psychrophil und mesophilen Temperaturbereichen bei 28 °C und Mudrack & Kunst (2003) wiederum bei 25 °C.

Tabelle 5.1: Temperaturbereiche und Faulzeiten für die Klärschlammfaulung (Mieske et al., 2016 nach Imhoff, 2007^a) und DWA-M 368, 2014^b).

Temperaturmilieu		Übliche Bereiche für die Rohschlammfaulung	
		Faultemperatur (T_{Faul})	Anaerobes Schlammalter (t_{TS})
psychrophil	bis ca. 25 °C	Unbeheizt	bis zu 150 d ^a)
mesophil	ca. 25 – 45 °C	35 – 37 °C	16 – 25 d ^b)
thermophil	ca. 45 – > 60 °C	50 – 55 °C	12 – 15 d ^b)

Für die vorliegenden durchgeführten Untersuchungen wurde im Vorfeld für den Temperaturbereich zwischen 20 °C und 30 °C der Begriff „niedrig-mesophiler Temperaturbereich“ definiert. Für ein hohes Stabilisierungsergebnis haben sich Faultemperaturen T_{Faul} im mesophilen Bereich (ca. 37 °C) und im thermophilen Bereich (ca. 50 °C bis 55 °C) bewährt (Fair & Moore, 1937). Bei diesen Betriebstemperaturen sind hohe Stoffwechselraten bei jeweils adaptierter Biozönose zu erwarten. Eine Abweichung von diesen Temperaturoptima ist jedoch nicht so gravierend wie lange Zeit angenommen wurde (vgl. Bauerfeld, 2012a und DWA-M 368, 2014).

Die (temperaturabhängige) Abbaugeschwindigkeit im anaeroben Milieu ist bei substratlimitierenden Bedingungen durch die Hydrolyse begrenzt (Roediger et al., 1990). Die Hydrolyse ist der erste Schritt des vierstufigen anaeroben biochemischen Abbaus (vgl. 2). Mittels extrazellulärer Enzyme werden hierbei organische Makromoleküle aufgeschlossen und in Lösung gebracht (DWA-M 368, 2014).

In der Phase der Versäuerung beschreiben Kroiss und Svoldal (2015) wenig vorliegende praktische Erfahrungen, jedoch wurden bei Versuchen mit Glucose temperaturabhängige Aktivitätsoptima um die 35 °C und im thermophilen Bereich zwischen 48 °C und 55 °C gemessen (Kroiss und Svoldal verweisen auf Zoetemeyer et al., 1982). Mudrack & Kunst (2003) geben ein Temperaturoptimum für versäuernde Bakterien von 30 °C an. Weiterhin wird beschrieben, dass den Methanbildnern (3. und 4. Abbaustufe) eine maximale Stoffwechselaktivität bei Temperaturen von etwa 30 °C bis 40 °C und zwischen 50 °C und 55 °C zugrunde liegt (Kroiss & Svoldal, 2015). Mudrack & Kunst (2003) beschreiben den optimalen Temperaturbereich für mesophile Methanogene bei 35 °C bis 37 °C. Die oben genannten Temperaturbereiche für eine möglichst gute Stoffwechselaktivität der einzelnen Mikroorganismen müssen bei der technischen Faulung künstlich geschaffen werden (Heizung).

Für die Faulbehälterheizung werden daher für die Wärmeübertragung in der Regel

- Wärmetauscher (indirekte Wärmeübertragung) oder
- Wasserdampf (direkte Wärmeübertragung)

angewendet (Dichtl, 2015b).

Dichtl (1984) beschreibt die Methanbildner als außerordentlich temperaturempfindlich gegenüber kurzzeitigen Schwankungen (> 2 K) mit messbaren Auswirkungen auf die Faulgasproduktion. Imhoff (1996) hebt ebenfalls die Wichtigkeit konstanter Betriebstemperaturen für die Prozessstabilität hervor. Mesophile Bakterien können durch einen Temperaturabfall von 2 K bis 3 K derart beeinträchtigt werden, dass sie sich neu anpassen müssen (Imhoff, 1996, verweist auf Mudrack & Kunst, 1994).

Bei Turovskiy & Mathai (2006) ist bereits eine Temperaturschwankung von > 1 K/d kritisch. Jedoch bilden sich aufgrund von natürlichen Temperaturschwankungen über einen größeren Zeithorizont (Regenwetter/Trockenwetter, Sommer/Winter etc.) bei der Faulung kommunaler Rohschlämme derart viele Mikroorganismenarten in einer Mischkultur aus, dass sich für jedes Substrat und jeden Temperaturbereich einschließlich gewisser Temperaturschwankungen eine spezialisierte Art vorherrschend ausbildet (Kroiss & Svoldal, 2015). Dadurch besteht die Möglichkeit, die Temperaturen in Faulbehältern an den Wärmehaushalt des Gesamtsystems einer Kläranlage anzupassen, unter der Voraussetzung einer langsamen Änderung der Faultemperatur (maximal 2 K je Woche).

Die im Sommer anfallende Überschusswärme kann verwendet werden, um die Temperatur im Faulbehälter für einen vermehrten Abbau zu erhöhen. Dieser wirkt für die Übergangszeit (Herbst) als Wärmespeicher. Im Winter, wenn weniger Heizwärme zur Verfügung steht, kann die Faultemperatur abgesenkt werden, um externe Energiequellen einzusparen (DWA-M 368, 2014).

In kalten und gemäßigten Klimazonen lässt sich das Verfahren der anaeroben mesophilen/thermophilen Stabilisierung nur durch externe Wärmezufuhr realisieren, da im Gegensatz zum aeroben Abbau nur ein geringer Teil der umgesetzten Energie als Wärme freigesetzt wird. Jedoch kann sich im Betrieb von anaeroben Schlammstabilisierungsanlagen eine Anpassung der Faultemperaturen an den jahreszeitlich schwankenden Wärmebedarf der Gesamtanlage trotz geringerer Faulgasproduktion als sinnvoll erweisen. Dies gilt besonders, wenn dadurch externe Energiequellen zur Unterstützung der Rohschlammheizung eingespart werden (z. B. im Winterbetrieb). Dieser Ansatz eines angepassten Temperaturmanagements ist nicht neu.

Mitsdörffer (1991) empfiehlt den variablen Betrieb zwischen 30 °C und 40 °C je nach Jahreszeit und vorliegendem Wärmeüberschuss. Diese Betriebsweise wird jedoch kaum praktiziert, meist aus Sorge vor Betriebsstörungen. An dieser Stelle soll explizit darauf hingewiesen werden, dass sich Faulbehälter unter ökonomischen Gesichtspunkten je nach Rahmenbedingungen bereits ab einer Betriebstemperatur von 25 °C erfolgreich betreiben lassen, also im niedrigen mesophilen Bereich. Durch Verzicht auf eine maximale Faulgasausbeute unter Sicherstellung einer Mindestreduktion der organischen Stoffe (Endprodukt ist ein stabilisierter Schlamm) kann im Einzelfall, auch vor dem Hintergrund anderer klimatischer und länderspezifischer Vorgaben (z. B. andere Gesetzgebung für die Klärschlamm Entsorgung), ein sehr energieeffizienter Betrieb erfolgen (Mieske et al., 2016).

Bei niedrigen Temperaturen ist die Löslichkeit der Faulgaskomponenten Kohlenstoffdioxid, Schwefelwasserstoff und Methan höher. Insbesondere das klimarelevante Gas Methan kann sich aufgrund seines geringen Partialdrucks im Ablauf schnell entweichen.

5.2 Faulzeit

Der biochemische Umsatz organischer Schlamminhaltsstoffe ist neben der Temperatur direkt abhängig von der Kontaktzeit des Substrats (Faulzeit t_{TS}) mit den anaeroben Mikroorganismen und ist im thermophilen Bereich deutlich kürzer (ca. 10 Tage) (Mudrack & Kunst, 2003). Für den mesophilen Bereich werden Faulzeiten zwischen 16 und 22 Tagen angegeben (DWA-M 368, 2014). Dichtl et al. (2005) sehen als Randbedingungen für eine stabile Prozessführung unter mesophilen Faultemperaturen (um die 35 °C) eine volumenabhängige Mindestaufenthaltszeit von 15 bis 20 Tagen vor, die auch Vesilind & Kang (2003) angeben.

Kapp (1984) setzt einen Bemessungswert von 15 Tagen an. Daraus abgeleitet gilt, dass auch eine im niedrig mesophilen Temperaturbereich (z. B. ab 25 °C bis 34 °C) betriebene Faulung ein von der Faulzeit abhängiges hohes Stabilisierungsergebnis erzielen kann. Bei sehr niedrigen Faultemperaturen (< 25 °C) kann die zur Erreichung eines entsprechenden Stabilisierungsergebnisses erforderliche Faulzeit übermäßig ansteigen, sodass die notwendigen Faulraumvolumina unwirtschaftliche Dimensionen annehmen (Mieske et al., 2016).

In der internationalen Literatur gibt die U. S. EPA (1979) die von McCarty (1964, ohne Quelle) in Tabelle 5.2 dargestellten temperaturabhängigen Mindestschlammalter für die Bemessung unter Angabe der kritischen Faulzeit an.

Tabelle 5.2: Vorgeschlagenes Bemessungsschlammalter für volldurchmischte Faulbehälter (U. S. EPA, 1979 nach McCarty, 1964).

Faultemperatur [°C]	Kritische Faulzeit [d]	minimales Bemessungs- schlammalter ^{a)} [d]
18	11	28
24	8	20
29	6	14
35	4	10
41	4	10

^{a)} Kritische Faulzeit mit empfohlenen Minimumfaktor von 2,5. Grobe Empfehlung 15 – 20 d.

Turovskiy & Mathai (2006) geben ebenfalls die Empfehlungen der U. S. EPA in Tabelle 5.2 als Bemessungsschlammalter an. Das minimale Bemessungsschlammalter basiert dabei auf einem Sicherheitsfaktor von 2,5. Dieser ergibt sich aus der Multiplikation mit der in Tabelle 5.2 angegebenen kritischen Faulzeit.

Bauerfeld et al. (2010) fassen folgende Bemessungsempfehlungen zusammen:

Tabelle 5.3: Zur Vollstabilisierung empfohlene Faulzeiten (vgl. Modell im Bild 5.1) bei hohen Umgebungstemperaturen, $TR_0 = 20 - 30 \text{ kg/m}^3$ (Bauerfeld et al., 2010).

Faultemperatur [°C]	25	30	35
Stabilisierungsdauer [d]	44,8	31,4	22,6

Die in Tabelle 5.2 sowie in Tabelle 5.3 aufgeführten Schlammalter weichen stark voneinander ab. Turovskiy & Mathai (2006) nennen das Mindestbemessungsschlammalter, Bauerfeld et al. (2010) zeigen die benötigten Schlammalter für eine Vollstabilisierung. Die

von Bauerfeld et al. genannten Kriterien für eine Vollstabilisierung werden im Abschnitt 7.1 genannt.

Bauerfeld (2012) stellt im folgenden Bild 5.1 die Abhängigkeiten der Faultemperatur zur Stabilisierungsdauer als Synopse von Literaturdaten zusammen (Hüllkurve) und gibt eine Empfehlung für Faultemperaturen (schwarze Kurve) auf Grundlage eigener Untersuchungen an.

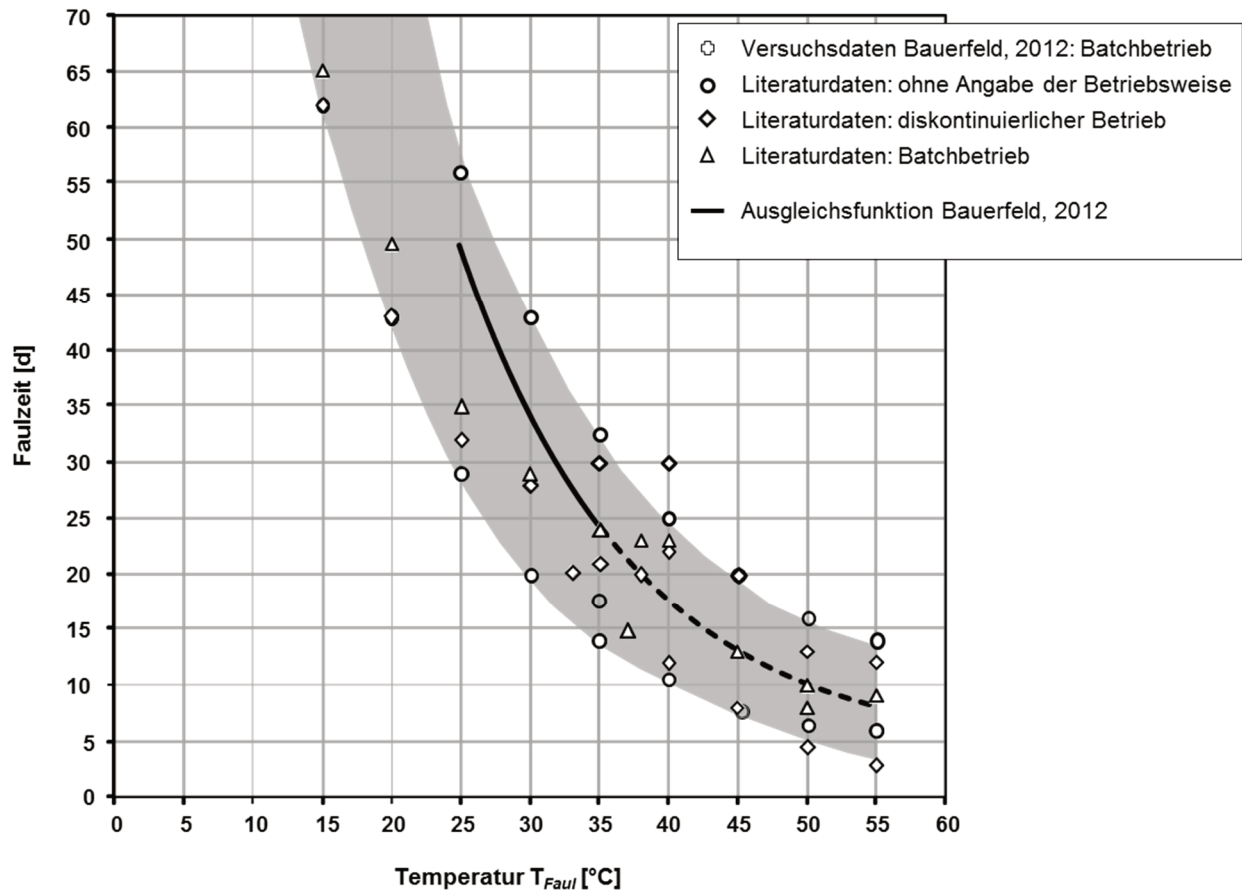


Bild 5.1: Abhängigkeit der Stabilisierungszeit vom Temperaturniveau bei der anaeroben Stabilisierung von Rohschlamm (nach Bauerfeld, 2012a).

Bauerfeld (2012a) nennt folgende Gleichung (Gl. 5-1) als Ausgleichsfunktion ihrer Untersuchungsergebnisse zur Ermittlung des temperaturabhängigen anaeroben Schlammalters:

$$t_{\text{anaerob}}(T) = 329 \cdot e^{-0,082 \cdot T} + 4,17 \quad [\text{in d}] \quad (\text{Gl. 5-1})$$

mit:

t_{anaerob}	anaerobes Schlammalter	[d]
T	Faulzeit	[°C]

Für die in dieser Arbeit getätigten Validierungsuntersuchungen zum erforderlichen Schlammalter bei Faultemperaturen ab 25 °C werden weitere bemessungsrelevante

Schlammalter bei der Betrachtung nationaler und internationaler Bemessungsregeln in Abschnitt 7.2 genannt.

Aufgrund der oben angeführten Abhängigkeit der Faulzeit t_{TS} von der Faultemperatur T_{Faul} , wie auch in Tabelle 5.2 und Tabelle 5.3 ersichtlich, ergibt sich multipliziert mit der anfallenden Menge an Substrat $Q_{RS,d,Bem}$ das Reaktionsvolumen (Faulraumvolumen V_{FB}).

Nach diesem Prinzip findet die übliche Faulbehälterbemessung statt, wie in Gleichung (Gl. 5-2) zu sehen:

$$V_{FB,Bem} = t_{TS,FB,Bem} \cdot Q_{RS,d,Bem} \quad [\text{in m}^3] \quad (\text{Gl. 5-2})$$

mit:

$V_{FB,Bem}$	Faulbehältervolumen aus Bemessung	[m ³]
$t_{TS,FB,Bem}$	Bemessungsschlammalter	[d]
$Q_{RS,d,Bem}$	Täglicher Bemessungsrohschlammanfall	[m ³ /d]

Die Bemessung von Faulbehältern ist in Abschnitt 7 erläutert.

5.3 Desinfektionsleistung

Ob eine Klärschlämmdesinfektion erforderlich ist, hängt vom weiteren Verwertungs- bzw. Entsorgungsweg ab (vgl. 7.3).

Eine hinreichende Desinfektion von Klärschlamm durch den Faulbetrieb kann ausschließlich unter thermophilen Milieubedingungen erfolgen ($> 3 \log_{10}$ -Einheiten). Bei mesophilen Faultemperaturen kann die für eine Desinfektion erforderliche Reduzierung pathogener Organismen in üblichen Faulzeiten nicht erreicht werden ($< 3 \log_{10}$ -Stufen). Dementsprechend werden bei geforderter Klärschlämmdesinfektion weitere Vor- bzw. Nachbehandlungsschritte nötig.

Laut Bauerfeld et al. (2010) kann bei Einhaltung der empfohlenen Behandlungszeiten bei Faultemperaturen von 25 °C bis 35 °C eine Reduktion des Indikatororganismus *E. Coli* um 1,5 \log_{10} -Stufen erfolgen. Das Material entspricht den Class B-Kriterien der U. S. EPA zur eingeschränkten landwirtschaftlichen Verwertung (Bauerfeld et al., 2010).

Hinweise dazu sind dem Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe AK-2.2 „Entseuchung“ (2010) zu entnehmen. Zudem wird neben jeweiligen länderspezifischen Richtlinien, Verordnungen und Gesetzen auf die europäische Klärschlammrichtlinie 86/278/EWG und auf die „Standards for the use or disposal of sewage sludge“ der U. S. EPA (2007) verwiesen.

6 Verwertungsstrategien behandelter Klärschlämme

Eine sachgerechte stoffliche Verwertung qualitativ hochwertiger Klärschlämme, die einer Beseitigung der enthaltenen Wertstoffe vorgezogen werden sollte, setzt eine hinreichende Stabilisierung des Materials nach den in Abschnitt 7.1 definierten Kriterien voraus. Welche Verwertungswege zur Verfügung stehen, hängt im Wesentlichen vom politischen Willen und den damit verbundenen rechtlichen Rahmenbedingungen ab, die sich länderspezifisch stark unterscheiden können. In Form des sekundären EU-Rechts stellen EU-Richtlinien in Europa eine von den Mitgliedsstaaten umzusetzende Vorgabe dar, die mit einem gewissen Spielraum durch Gesetze oder Verordnungen Anwendung findet, wie z. B. in Deutschland (s. Abschnitt 6.1).

Im Folgenden wird daher zunächst die aktuelle rechtliche Situation in Europa mit dem Hauptaugenmerk auf Deutschland wiedergegeben und darauf verwiesen, dass es in anderen Ländern u. a. je nach Gesetzeslage zu verschiedenen Entsorgungswegen kommen kann, die sich als am wirtschaftlichsten erweisen.

6.1 Rechtliche Regelungen international und in Deutschland

Im Folgenden werden nationale und internationale Gesetze und Verordnungen, insbesondere im Hinblick auf die neue Klärschlammverordnung in Deutschland, eingegangen.

6.1.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Die für eine stoffliche Verwertung von Klärschlämmen relevanten internationalen Richtlinien sind in erster Linie

- die EU Klärschlammrichtlinie (86/278/EWG, Stand 2009),
- die Richtlinien der US Environmental Protection Agency (US EPA) (40 CFR Part 503, Stand 2007) für die landwirtschaftliche Wiederverwertung (Teil I), Deponierung (Teil II), Entseuchung (Teil III) sowie Verbrennung (Teil IV) und
- die WHO Guidelines on Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Vol. 4: Excreta and Greywater use in Agriculture (Stand 2006).

In dem Buch „Anforderungen an die Abwassertechnik in anderen Ländern“ (Cornel et al., 2005) sind für weltweit zwölf ausgewählte Länder die länderspezifischen abwassertechnisch relevanten Gesetze, Bemessungs-, Ausbildungs- und Betriebsrichtlinien zusammengefasst.

Die rechtlichen Rahmenbedingungen für eine landwirtschaftliche und landschaftsbauliche Verwertung von Klärschlämmen in Europa sind in der EU Klärschlammrichtlinie

86/278/EWG vorgegeben und in den Mitgliedsstaaten in entsprechende nationale Gesetzgebung umgesetzt (s. auch Bild 6.1). Einen umfangreichen Überblick zur betreffenden Gesetzeslage in der EU sowie eine Zusammenfassung der nationalen Umsetzung verschiedener europäischer Länder gibt die Studie der EU Kommission von Milieu Ltd, WRc & RPA (2010).

Rechtlich gesehen handelt es sich bei Klärschlamm in erster Linie um Abfall. Klärschlamm ist eingefasst in der europäischen Abfallrahmenrichtlinie (RL 2008/98/EG) und wird auf nationaler Ebene in Deutschland mit dem Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) umgesetzt, mit dem Ziel zur Förderung der Kreislaufwirtschaft, der Ressourcenschonung sowie einer umweltverträglichen Abfallbeseitigung. Bild 6.1 stellt die in Deutschland in Anwendung befindlichen europäischen Richtlinien dar, die über nationale Gesetze und Verordnungen in Abhängigkeit vom Behandlungsstrom und Verwertungsweg greifen.

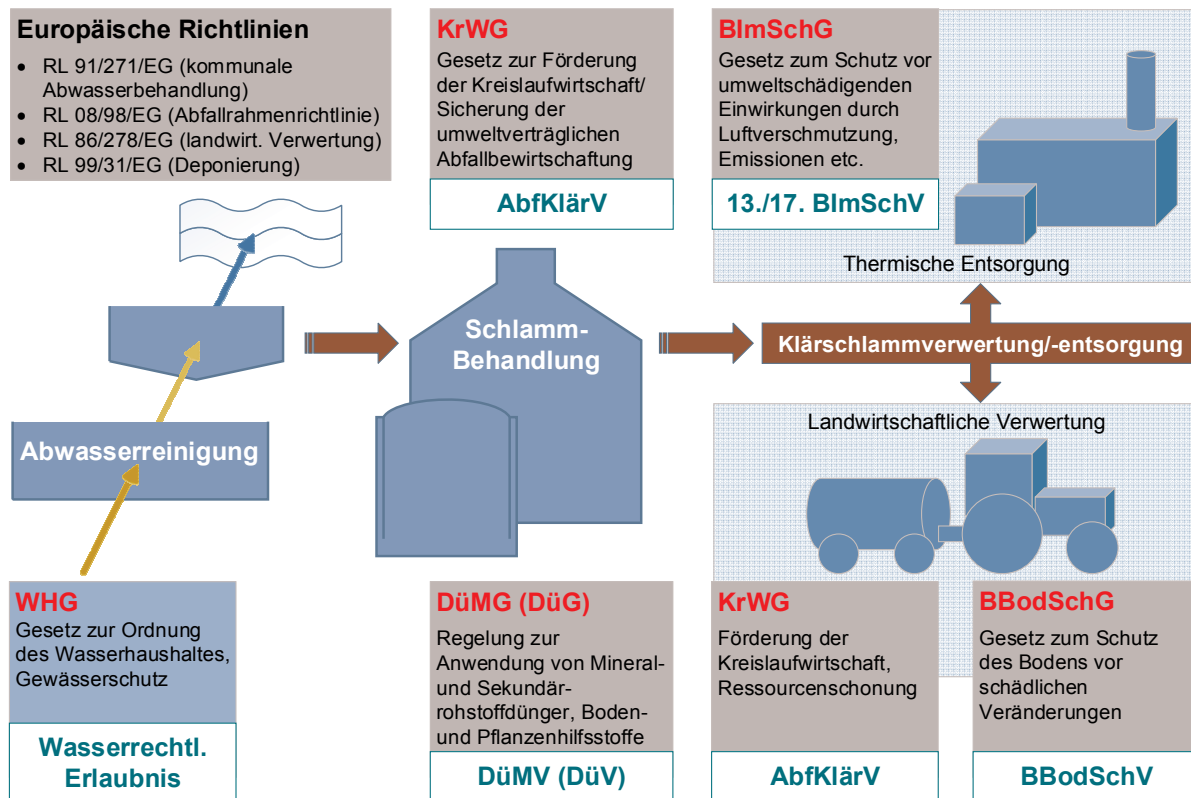


Bild 6.1: Gesetze und Verordnungen auf bundesdeutscher Ebene im Kontext der Verwertungswerge (nach Vocks, 2011)

Bei der Umsetzung des KrWG soll die fünfstufige Abfallhierarchie aus dem europäischen Abfallrecht Beachtung finden, die sich zusammensetzt aus Vermeidung (1), Vorbereitung der Wiederverwendung (2), Recycling (3), Sonstige Verwertung (4) und der letztendlichen Beseitigung (5) (Bergs et al., 2016). Die AbfKlärV greift dabei erst ab Stufe 2, weil sie sich auf bereits angefallene Abfälle bezieht (Könemann, 2016).

6.1.2 Klärschlammverordnung von 2017

Die Klärschlammverordnung (AbfKlärV) bezieht sich auf bereits angefallene Klärschlämme, sodass eine Vermeidung von Klärschlamm nicht dem Regelungsinhalt entspricht. Die zweite Stufe zur Vorbereitung einer Wiederverwendung ist laut Bergs et al. (2016) ebenfalls nicht möglich, mit dem Ergebnis, dass Recycling vor der sonstigen Verwertung (z. B. landwirtschaftliche Nutzung) und der letztendlichen Beseitigung steht (Stufen 3 bis 5).

Aufgrund der jetzigen bzw. zukünftigen Situation in Deutschland, die aus dem im Koalitionsvertrag der 18. Legislaturperiode (2013) verfassten Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung für Kläranlagen > 50.000 EW entstanden ist, zeichnet sich eine deutliche Einschränkung der zur Verfügung stehenden Verwertungswege ab.

Durch die Überarbeitung des 2015 durch das BMUB (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Versuchsfaulbehältersicherheit) verfassten Referentenentwurfs zur Novellierung der Klärschlammverordnung wurde in der Plenarsitzung des Deutschen Bundestages am Abend des 29. Juni 2017 den 38 Änderungsmaßnahmen des Bundesrates und damit der neuen Verordnung insgesamt zugestimmt (DWA, 2017).

Nach der finalen Abstimmung und der anschließenden Notifizierung durch die EU-Kommission wurde der Entwurf dem Bundeskabinett im Laufe der ersten Jahreshälfte 2017 zur Beschlussfassung vorgelegt. Dem Entwurf wurde zugestimmt und nach anschließender Abstimmung im Bundesrat in seiner 957. Sitzung am 12. Mai 2017 (255/17) mit einigen Änderungsvorgaben an den Bundestag gegeben, der abschließend wie oben beschrieben die Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung gesetzlich verabschiedet hat (Bundesrat 255/17, 2017).

Die neue Klärschlammverordnung befasst sich mit folgenden Geltungsbereichen:

- Bodenbezogene Verwertung (Landwirtschaft, Landschaftsbau, Rekultivierung)
- Rückgewinnung von Phosphor aus dem Abwasser- oder Klärschlammstrom
- Thermische Vorbehandlung (Verbrennung) zur P-Rückgewinnung (Könemann, 2016)

Für die bodenbezogene Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemischen und Klärschlammkompost zu Düngezwecken gilt mit Inkrafttreten der novellierten Klärschlammverordnung ein Aufbringungsverbot für die oben genannten Stoffe, die aus Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von > 50.000 EW stammen. Diese Kläranlagen erhalten zudem eine Rückgewinnungspflicht des Wertstoffs Phosphor aus Abwasser bzw. Klärschlamm. Dabei sollen beim Entsorgungsweg der Mitverbrennung 50 % des im Klärschlamm enthaltenen Phosphors bereits auf den Kläranlagen zurückgewonnen und/oder eine Reduktion der Phosphorkonzentrationen im Klärschlamm auf weniger als 20 kg Phosphor pro

Tonne Feststoffgehalt erzielt werden. Ist eine Monoverbrennung als Entsorgungsweg vorgesehen, muss 80 % des enthaltenen Phosphors aus der Klärschlammasche zurückgewonnen werden (Deutscher Bundestag 18/12495, 2017, BMUB, 2016; Könemann, 2016).

Die künftigen Entsorgungswege mit den Übergangsfristen zur Umsetzung der Phosphat-Rückgewinnungspflicht sind in Tabelle 6.1 zusammengestellt.

Tabelle 6.1: Übergangsfristen zur Umsetzung der AbfKlärV nach Entsorgungsweg und P-Gehalt (Könemann, 2016).

Zulässige Entsorgungsvariante	Ausbaugröße		
	≤ 50 000 EW	> 50 000 EW bis ≤ 100 000 EW	> 100 000 EW
Bodenbezogene Verwertung		15 Jahre nach Inkrafttreten	12 Jahre nach Inkrafttreten
Mitverbrennung ohne P-Recycling (MAP-Fällung); ggf. MBA-Behandlung ohne P-Recycling	unbefristet zulässig	P-Konzentrationen im Klärschlamm: < 20 g P/Kg TR: unbefristet zulässig;	P-Konzentrationen im Klärschlamm: < 20 g P/Kg TR unbefristet zulässig;
Monoverbrennung ohne P-Recycling/Aschelagerung		> 20 g P/kg TR: 15 Jahre nach Inkrafttreten	> 20 g P/kg TR 12 Jahre nach Inkrafttreten

ANMERKUNG: MBA - Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage

Die Betreiber von Kläranlagen müssen bis Ende 2023 ein Konzept vorlegen, in welcher Form sie die Phosphat-Rückgewinnung umsetzen werden.

Für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, -gemischen und -komposten wird im Zuge der neuen Klärschlammverordnung durch diverse Änderungen in den Bereichen für

- Bodenuntersuchungen,
- aufzubringende Klärschlammmengen,
- neue Nachweispflichten,
- Anwendungsbeschränkungen sowie
- neue Anforderungen an die Hygiene und
- die Klärschlammqualität

die bodenbezogene Verwertung sehr stark eingeschränkt (Könemann, 2016).

Die Grenzwerte der Böden werden entsprechend der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) nach deren Ton-, Lehm- und Sandgehalt differenziert. Zudem werden Bodenuntersuchungen auf Summenparameter von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und Benzo[a]pyren (1,2-Benzpyren; B(a)P) als Einzelparameter erforderlich, wenn der Grenzwert im Klärschlamm zu mehr als 70 % ausgeschöpft wird. Die Grenzwerte für Schwermetalle und andere Schadstoffe werden teilweise geändert, z. B. an geltende Grenzwerte der Düngemittelverordnung, Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung oder der Bioabfallverordnung angepasst (Deutscher Bundestag 18/12495, 2017).

Auch das Auf- oder Einbringen von Klärschlamm, -gemischen und -komposten in Wasserschutzzonen wurde um die Zone III („weiteres Schutzgebiet“) erweitert (Bundesrat 255/17, 2017).

Es wird eine mengenabhängige Klärschlammanalyse von mindestens vier Mal jährlich je angefangene 250 t Trockensubstanz, höchstens jedoch einmal im Monat (also maximal zwölfmal im Jahr) vorgeschrieben. Einzelne Grenzwertüberschreitungen betreffend den Vorgaben der Düngemittelverordnung (DüMV) dürfen, anders als zuvor, nicht mehr auftreten (Deutscher Bundestag 18/12495, 2017; BMUB, 2016; Könnemann, 2016).

Infolge der Novellierung des Düngerechts ergeben sich ebenfalls neue Auswirkungen auf die bodenbezogene Verwertung von Klärschlämmen, denn am 29. Juni 2017 ist dazu die Verordnung zum Umgang mit Nährstoffen im Betrieb (sogenannte Stoffstrombilanzverordnung) vom Deutschen Bundestag verabschiedet worden. Diese Neuerungen sehen (saisonale) Sperrzeiten für die Zufuhr von Nährstoffen auf Böden vor. Die Neuregelungen im Düngerecht berücksichtigen nach Auffassung der DWA den Gewässerschutz noch nicht ausreichend (DWA, 2017).

Die neue AbfKlärV sieht die Ausweitung bestehender Anzeige- und Nachweisverfahren (Lieferschein) zur ordnungsgemäßen bodenbezogenen Klärschlammverwertung sowie die Verschärfung von Berichtspflichten für Kläranlagen über deren Vorbereitung von Maßnahmen zur Phosphat-Rückgewinnung vor.

6.1.3 Ausstieg aus der bodenbezogenen Klärschlammverwertung

Der Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung betrifft vor allem die Klärschlammproduzenten, die Mehrkosten durch längere Transportwege sowie ggf. auch höhere Kosten durch den neuen Verwertungsweg an sich in Kauf nehmen müssen. Langfristig gesehen stellt die landwirtschaftliche Verwertung zu Düngezwecken in Deutschland einen kaum wirtschaftlichen Verwertungsweg dar.

Durch die momentan fehlenden Kapazitäten für die thermische Verwertung, die die Rückgewinnungsquoten für Phosphor (in situ oder ex situ) sicherstellen, ergeben sich für einige Regionen Deutschlands große Unsicherheiten im Hinblick auf einen wirtschaftlich

sicheren Entsorgungsweg trotz der Übergangsfristen von 12 bzw. 15 Jahren. Besonders problematisch wird sich die Situation in Flächenländern wie Niedersachsen auswirken.

Als Gründe für den Ausstieg aus der bodenbezogenen Klärschlammverwertung aus Sicht von Bundesländern nannten bereits Anfang des Jahrtausends Baden-Württemberg, Bayern und Nordrhein-Westfalen (Fuhrmann & Kohl, 2006):

- Vorsorge zum Schutz von Böden und Gewässer
- Nahrungsmittelsicherheit
- Entsorgungssicherheit
 - o negatives Image bei Nahrungsmittelproduzenten
 - o Grenzwertverschärfung
 - o Regionale Entsorgungspflicht (Fuhrmann & Kohl, 2006)

Fuhrmann & Kohl (2006) geben als Gründe für die damalige Neuausrichtung in der Klärschlammstrategie der drei Länder fehlende Alternativen an, da

- das Modell des „guten“ Klärschlammes nicht funktioniere,
- Gebrauchskemikalien, org. Schadstoffe, Mikro- und Nanokunststoffe, Hormone und Arzneimittel usw. in allen Haushalten anfallen und
- die Eliminierung dieser Stoffe aus dem Kreislauf nicht zu erwarten ist.

Die aufgeführten Gründe haben ihre Berechtigung, jedoch muss klargestellt werden, dass es bei der Frage des Ausstiegs aus der bodenbezogenen Klärschlammverwertung keine richtige oder falsche Antwort gibt. Denn den oben genannten Gründen steht die Ausschleusung von Nährstoffen (Stickstoff) und Spurennährstoffen (Kalium, Magnesium usw.) sowie Kohlenstoff in Form von strukturbildenden Stoffen aus dem Stoffkreislauf gegenüber, die durch eine thermische Behandlung beseitigt werden.

Klärschlämme stellen einen ständig verfügbaren und preiswerten Rohstoff dar und werden regelmäßig auf eine Vielzahl von (Schad-)stoffen in gefährlicher Konzentration kontrolliert. Ebenso werden Kontrollen im Boden durchgeführt. Der hohe Anteil an Phosphor trägt zur Verminderung der Importabhängigkeit von Phosphordünger bei.

Für die Anwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft in anderen Ländern hat neben den Nährstoffen vor allem die in den Boden eingebrachten organischen Stoffe durch ihre Struktur- und Humusbildung den bedeutenderen Aspekt, da das Wasserspeichervermögen der genutzten Böden besonders wichtig ist. Dies gilt besonders für trockene windreiche Gebiete. Zwar wird bereits an anderen Stellen an synthetischen unterirdischen Wasserspeichern und künstlichen Strukturgebern geforscht, jedoch bleibt abzuwarten, ob dieser kostspielige Entsorgungsweg in Deutschland auf andere Länder zum jetzigen Zeitpunkt übertragbar ist.

Tendenziell führen im Abwasser größere Einzugsgebiete zu einer größeren Bandbreite an Schadstoffen in unterschiedlichen Konzentrationen, jedoch wäre für die Novellierung der AbfKlärV eine Klärschlammverwertung in Abhängigkeit von der Qualität und nicht von der Anlagengröße (50.000 E) wünschenswert gewesen.

Im Hinblick auf die diversen Klärschlammentsorgungsstrategien ist als Kant'scher Ansatz auch hier immer die Frage nach der „Wahrheit“ grundsätzlich neu zu stellen, unter der Erkenntnis, dass die „absolute Wahrheit“ unmöglich ist.

6.2 Aufstellung von Klärschlammentsorgungskonzepten

Die Herausforderungen und die vielen unbestimmten Variablen für die Entwicklung der Klärschlammentsorgung in Deutschland wurden bereits vor dem Hintergrund der Novellierung der AbfKlärV im Unterabschnitt 6.1 behandelt, sodass hier nur die allgemeinen Herausforderungen für die Erstellung eines Klärschlammentsorgungskonzeptes erläutert werden.

Die momentane Entwicklung einzelner Verfahren, von der Behandlung bis zur Entsorgung, sind in Tabelle 6.2 aufgeführt.

Tabelle 6.2: Entwicklung der Klärschlammbehandlung und -entsorgung in Europa und den USA (Fernandes et al., 2005).

Prozess/Verfahren	Europa		USA	
Schlammproduktion	↑	steigend	↑	steigend
Verbesserte Entwässerungsverfahren	↑	steigend	↑	steigend
Verfahren zur vermehrten Desinfektion	↑	steigend	↑	steigend
Verwertung von Schlamm	↑	steigend	↑	steigend
Deponierung	↓	fallend	↓	fallend
Verbrennung	↑	steigend	↓	fallend
Verklappung	↓	fallend	X	verboten
Rechtliche Anforderungen	↑	steigend	↑	steigend
Schwermetallkonzentrationen	↓	fallend	↓	fallend
Energieeffizienz und Energierückgewinnung	↑	steigend	↑	steigend
Ausgelagertes Klärschlammmanagement	↑	steigend	↑	steigend
Schlammbehandlungskosten	↑	steigend	↑	steigend
Forderungen an steigenden Umweltschutz	↑	steigend	↑	steigend
Anspruch an Schlammqualität f. stoffliche Verwertung	↑	steigend	↑	steigend

Einen Überblick angewandeter Verfahren zur Schlammbehandlung innerhalb der EU und die strategische Ausrichtung zur Verwertung bzw. Beseitigung von Klärschlamm auch im Hinblick auf die Nährstoffrückgewinnung von Phosphor gibt Bauerfeld (2012b).

6.2.1 Einflüsse auf den Entsorgungsweg

Prinzipiell steigt mit den rechtlichen Forderungen und dem steigenden Anspruch in der Bevölkerung auch der (verfahrenstechnische) Aufwand zur Erreichung der Vorgaben. Verfahren mit negativer Akzeptanz oder die gar umweltbedenklich sind, nehmen hingegen in ihrer Bedeutung ab (Fernandes et al., 2005).

Welche Wege grundsätzlich für eine Verwertung oder Beseitigung zur Verfügung stehen, wird maßgeblich von den

- A. aktuell rechtlichen Vorgaben (A) sowie deren absehbare Veränderungen,
- B. den örtlichen Randbedingungen (B) (Lage, Entfernung, Klima etc.), die die Verfügbarkeit, Eignung und Akzeptanz der einzelnen Versorgungswege bestimmen,
- C. den Schlammengen und -feststoffgehalten (C) und
- D. den daraus resultierenden Preisen und deren Entwicklungsverläufe (D)

beeinflusst (von Felde & Schmitt, 2016).

Im Bild 6.2 sind die oben genannten Einflussfaktoren, die die Wahl eines Entsorgungsweges beeinflussen, nach ihren Beziehungen untereinander aufgeführt.

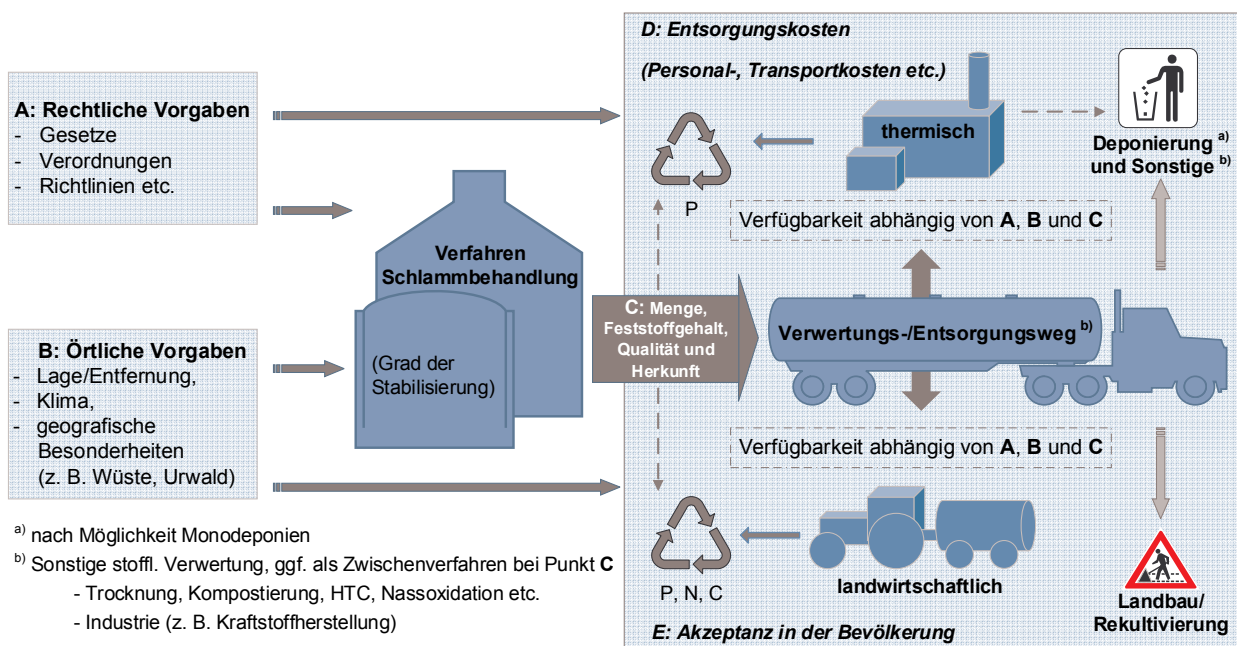


Bild 6.2: Randbedingungen für die Klärschlammentsorgung.

Die Punkte A und B im Bild 6.2 beeinflussen neben den Vorgaben des Entsorgungsweges (Verwertung oder Beseitigung) auch die Qualität (Grenzwerte etc.) des zu entsorgenden Klärschlammes insofern, dass das geforderte bzw. zu wählende Behandlungsverfahren ebenfalls rechtlichen Vorschriften zur Einhaltung der Klärschlammqualität unterliegt.

Die örtliche Situation (B) ist nicht weniger von Bedeutung (s. Bild 6.2). Schlammart und dessen Zusammensetzung (Qualität) beeinflussen die Behandlungsfähigkeit des zu stabilisierenden Schlammes mit Auswirkungen auf Qualität, Menge und Feststoffgehalt (C) des zu entsorgenden Endproduktes. Zudem wirkt sich neben Punkt C auch die Entfernung, die für die Entsorgung zurückgelegt werden muss, auf die Kosten (D) oder den Entsorgungsweg an sich aus (z. B. Stadt/Land).

Bei der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm oder bei deren Verarbeitung im Landbau sind meist kurze Entfernungen vorhanden. Aufgrund der zwangsläufigen Zentralisierungen durch eine thermische Verwertung fallen spezifisch längere Wege an (beeinflusst D, s. Bild 6.2).

Wichtig ist zu erwähnen, dass Gesetze und Verordnungen anderer Länder, auch innerhalb der EU, teils andere als in Deutschland vorhandene Entsorgungswege zulassen. Sofern möglich sollte eine umweltschonende Lösung verfolgt und bevorzugt werden. Beispielsweise sollte bei einer geplanten Deponierung eine Monodeponierung errichtet werden, um die Möglichkeit einer späteren Nährstoffrückgewinnung zu erhalten.

Für die thermische Verwertung stehen mehrere Wege der Entsorgung zur Verfügung. Die Monoklärschlammverbrennung (850 – 950 °C), meist mittels Wirbelschichtöfen, Etagenöfen, Etagenwirbelöfen und Zykloidfeuerung, bietet den Vorteil der Phosphat-Rückgewinnung aus der Klärschlammmasche. Die Mitverbrennung in bestehenden Kraftwerken findet vor allem in Steinkohle-/Braunkohlekraftwerken, Müllverbrennungsanlagen (Vorteil: Heizwert) und Zementwerken (Vorteil: Heizwert und Einsparung von Zuschlagsstoffen) statt (Wiechmann et al., 2013).

Im Vorfeld der thermischen Verwertung müssen die Klärschlämme oft möglichst hohe Feststoffgehalte vorweisen, die durch maschinelle Entwässerung bzw. durch anschließende Trocknungsverfahren erreicht werden. Um das Transportvolumen möglichst gering zu halten, bietet sich eine (Teil-)Trocknung am Anfallort an. Vorhandene Überschusswärme aus der anaeroben Schlammstabilisierung kann zur Trocknung genutzt werden. Bahre & Bewermeier (2006) schreiben in Ihrem Erfahrungsbericht über eine mittelgroße deutsche Kläranlage (Ausbaugröße 50.000 E) mit Schlamm Trocknung anhand eines Bandrockners die Leistung nach zwei Jahren Dauerbetrieb als solide. Allerdings ergab sich ein erhöhter Energiebedarf, der nur aus externen Quellen (Erdgas) gedeckt werden konnte. Die Kosten waren unter den damaligen (politischen) Umständen noch höher als bei anderen Entsorgungsmöglichkeiten. Jedoch würde sich durch eine erhöhte Eigen-

energieproduktion (intensivierte Schlammfäulung) und durch wechselnde rechtliche Vorgaben (Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Verwertung → Veränderung der Preise für die Entsorgung) die Wirtschaftlichkeit dieses Verfahrens verbessern lassen. Als Hauptvorteil beschrieben Bahre & Bewermeier (2006) die Möglichkeit, mehrere unterschiedliche, jedoch gleichwertige Entsorgungsoptionen zu besitzen, um somit eine sichere und wirtschaftliche Entsorgung des Klärschlammes zu gewährleisten.

Eine weitere Möglichkeit stellt die solare Trocknung besonders für wärmere Klimazonen dar, die jedoch erhebliche Flächen benötigt (vgl. Dellbrügge et al., 2016b).

6.2.2 Entsorgungssicherheit

Einen weiteren wichtigen Punkt stellt die erwähnte Planungs-/Entsorgungssicherheit dar. Ist eine höchst mögliche Entsorgungssicherheit vom Betreiber erwünscht, kann es sein, dass sich das nicht mit dem wirtschaftlichsten Entsorgungsweg erreichen lässt. Eine Entsorgungsstrategie lässt sich über die Bildung von Varianten erarbeiten, in die die diversen Zielformulierungen (z. B. geringste Kosten, langer Planungshorizont o. ä.) einfließen (von Felde & Schmitt, 2016).

Von Felde & Schmitt (2016) haben die folgenden drei Punkte als relevante Ziele einer Entsorgungsstrategie formuliert:

- Entsorgungssicherheit,
- Wirtschaftlichkeit und
- Nachhaltigkeit.

Oftmals stehen die einzelnen Ziele in Konkurrenz zueinander und schließen sich deshalb zumindest teilweise aus. Diese genannten Ziele werden je nach Kläranlage bzw. Kooperationsverband, aber auch größenabhängig, unterschiedlich bewertet. Kleinere Betreiber stellen häufig die Wirtschaftlichkeit in den Vordergrund. Größere Betreiber beziehen die anderen beiden Punkte stärker mit in ihren Betrachtungen ein (von Felde & Schmitt, 2016). Bild 6.3 zeigt den Planungsablauf zur Variantenentwicklung einer Entsorgungsstrategie.

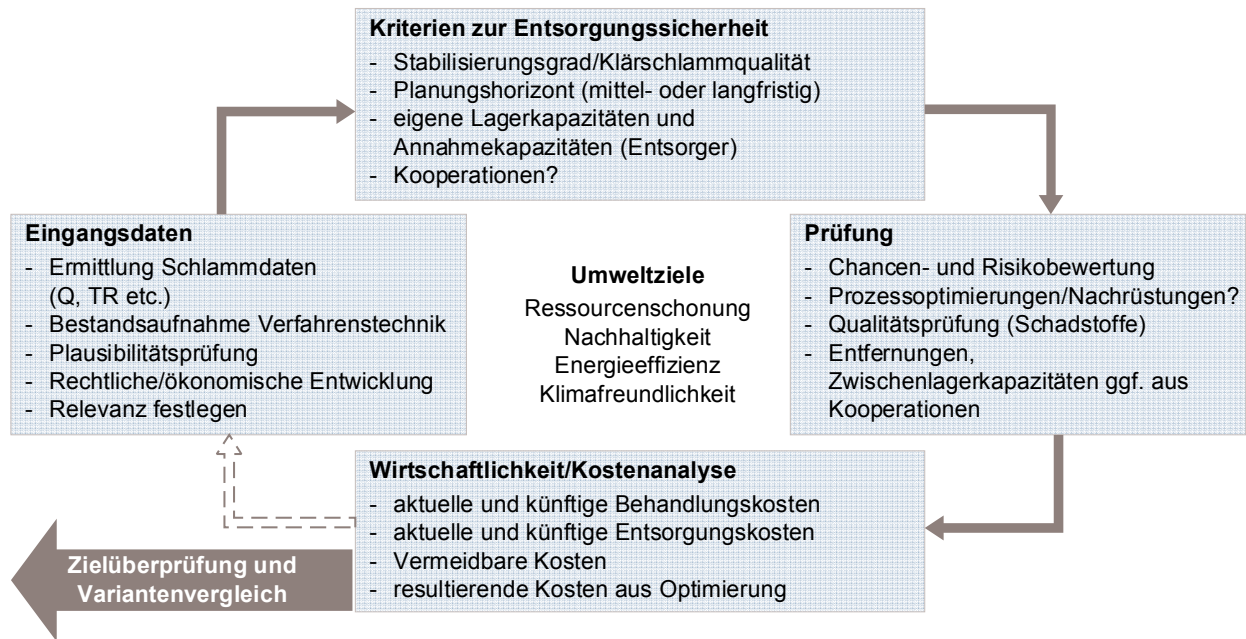


Bild 6.3: Variantenentwicklung für eine Entsorgungsstrategie.

Zu Beginn der Entwicklung von Entsorgungsvarianten sollte eine grundsätzliche Diskussion über die Wertstoffnutzung der im Klärschlamm enthaltenen Stoffe geführt werden. Dabei spielt die Klärschlammqualität eine Rolle sowie die rechtlichen Rahmenbedingungen. Grundsätzlich sind folgende Fragen zu beantworten:

- Ist eine gesamtheitliche Verwertung des Klärschlammes möglich oder steht das Recycling von Komponenten im Vordergrund?
- Welche Möglichkeiten bestehen, um die Klärschlammqualität zu verbessern?
- Welche Entsorgungswege bestehen und welche sind noch zu schaffen (Kosten)?
- Wie sehen Lager, Annahmekapazitäten und Entfernungen aus und gibt es mögliche strategische Partner?

Grundsätzlich sollten alle möglichen Entsorgungspfade aufgezeigt und bewertet werden. Zudem sollten stets zusätzliche Standorte geprüft werden (Keding, 1996). Es ist empfehlenswert, sich frühzeitig anhand von Markterkundungen einen Überblick über verfügbare Kapazitäten und Preisentwicklungen zu verschaffen (von Felde & Schmitt, 2016). Überdies ist für eine umfassende Konzeptentwicklung die Prüfung erforderlich, inwiefern technische Einzelmaßnahmen vor Ort durchzuführen sind, um eventuell weitere Entsorgungswege zu erschließen bzw. weitergehende Verbesserungen im bestehenden Entsorgungsweg zu erzielen.

6.2.3 Kosten der Klärschlamm Entsorgung

Im Hinblick auf die Gesamtkosten bei der Klärschlammbehandlung und -entsorgung ist die anschließende Klärschlamm Entsorgung der eigentliche Kostentreiber (Chip GmbH & ZEK, 2005). Durch die Verringerung der anfallenden Schlamm mengen um rund 1/3 der TR-Fracht trägt die anaerobe Schlammstabilisierung signifikant zur Reduzierung der Entsorgungskosten bei. Da bei der Schlammbehandlung die Entsorgungskosten den höchsten Anteil an den Betriebskosten ausmachen, können sich diese je nach Land aufgrund diverser rechtlicher Regelungen deutlich unterscheiden.

Entsorgungskosten

Die Entsorgungskosten des Klärschlammes hängen sowohl vom Entsorgungsweg als auch von landesspezifischen Gegebenheiten ab, insbesondere Personal-, Transport- und Energiekosten. Daher kann kein Entsorgungsweg explizit als generelle Vorzugslösung empfohlen werden. Aus umweltschutztechnischer Sicht ist ein möglichst verwertungsorientiertes Klärschlammmanagement vorzuziehen.

Aufgrund der Marktentwicklung von Düngemittelpreisen und durch sich stetig verbessernde Verfahren zur Nährstoffrückgewinnung besteht ggf. die Möglichkeit, langfristig Einnahmen zu generieren bzw. ein kostendeckendes gesamtheitliches Klärschlammmanagement zu entwickeln.

Der Anteil an thermisch entsorgten Klärschlämmen stieg von 31,5 % im Jahr 2004 auf über 54 % in 2011 an (Wiechmann et al., 2013). Das DWA-M 387 (2012) fasst die Entsorgungskosten, die in Deutschland auf mechanischer Entwässerung, thermischer Trocknung und Entsorgung (inkl. Transport) entfallen, in Tabelle 6.3 zusammen.

Tabelle 6.3: Übliche Klärschlamm Entsorgungskosten je Tonne TR (Stand 2012, DWA-M 387, 2012).

Entsorgungsweg			Mech. Ent- wässerung [€/t TR] von - bis	Therm. Trocknung [€/t TR] von - bis	Entsorgung ^{a)} [€/t TR] von - bis	Gesamt- kosten [€/t TR] von - bis
Landwirtschaft	flüssig	~ 4,5 % TR	0	0	110 - 420	110 - 420
	entwässert	~ 25 % TR	100 - 230	0	60 - 200	160 - 430
Rekultivierung	entwässert	~ 25 % TR	100 - 230	0	80 - 250	180 - 480
	getrocknet	> 90 % TR	100 - 230	170 - 430	40 - 70	310 - 730
Mitverbrennung MVA	entwässert	~ 25 % TR	100 - 230	0	280 - 330	280 - 560
	getrocknet	> 90 % TR	100 - 230	170 - 430	60 - 110	330 - 770
Mitverbrennung Kraftwerk	entwässert	~ 25 % TR	100 - 230	0	120 - 300	220 - 530
	getrocknet	> 90 % TR	100 - 230	170 - 430	30 - 90	300 - 750
Mono- verbrennung	teilgetr.	~ 45 % TR	100 - 230	30 - 170	120 - 350	250 - 750
	getrocknet	> 90 % TR	100 - 230	170 - 430	40 - 100	310 - 760

^{a)} inkl. Transport | MVA - Müllverbrennungsanlage

Eine landwirtschaftliche Nutzung des Klärschlammes mittels Nassschlammausbringung ist nur wirtschaftlich sinnvoll, wenn kurze Transportwege eingehalten werden. Daher können die Gesamtkosten für diesen Entsorgungsweg zwischen 110,- €/t TR und 420,- €/t TR betragen, wobei die Transportkosten der treibende Faktor sind. Für die Ausbringung entwässerter Klärschlämme gelten ähnliche Bedingungen (s. Tabelle 6.3).

Für die anteiligen Kosten der stationären Entwässerungsanlagen sind nach PFI & Possel&Partner (2005) folgende Ansätze zu treffen:

- | | | | |
|---------------|--------------|--------------|------------------------|
| 1. große KA: | > 100.000 EW | ca. 70 Bh/wo | 100,- bis 150,- €/t TR |
| 2. kleine KA: | < 50.000 EW | ca. 36 Bh/wo | 200,- bis 300,- €/t TR |

Die durchschnittlichen Kosten für eine solare Trocknung belaufen sich auf ca. 300,- €/t TR bis 400,- €/t TR (PFI & Possel&Partner, 2005).

Im DWA-Arbeitsbericht „Leitfaden zur Klärschlamm Entsorgung“ (2010) kam die Arbeitsgruppe AK-13.4 insgesamt zu geringeren Entsorgungskosten (s. Tabelle 6.4) gegenüber dem DWA-M 387 (2012).

Tabelle 6.4: Kosten der Klärschlamm Entsorgung einschließlich der Kosten für Entwässerung und Transport in [€/t TR] (Stand 2010, DWA AK-13.4 „Klärschlamm Entsorgungskonzepte“, 2010).

			Entsorgungskosten ^{a)}
Entsorgungsweg			[€/t TR] von - bis
Landwirtschaft	flüssig/nass	~ 4 % TR	200 - 375
	mech. entwässert	~ 25 % TR	120 - 180
Rekultivierung	mech. entwässert	~ 25 % TR	120 - 280
Monoverbrennung	mech. entwässert	~ 25 % TR	200 - 400
Mitverbrennung	mech. entwässert	~ 25 % TR	120 - 320
Mitverbrennung Zementwerk	mech. entwässert	~ 25 % TR	120 - 320
Mitverbrennung	getrocknet	> 90 % TR	40 - 100

^{a)} inkl. Entwässerung und Transport

Die in Tabelle 6.3 und Tabelle 6.4 angegebenen Entsorgungskosten berücksichtigen noch nicht etwaige Auswirkungen auf die Preisstruktur, die sich durch die novellierte AbfKlärV (Klärschlammverordnung) kommenden Beschränkungen für Klärschlämme aus Anlagen > 50.000 E sowie mit einem Phosphorgehalt > 20 kg P/t TR für einzelne Entsorgungswege ergeben (s. Unterabschnitt 6.1). Die Neuordnung der AbfKlärV erzwingt auch den Bau weiterer Monoverbrennungsanlagen, welches ebenso die Klärschlammströme und die Preisgestaltung beeinflussen wird.

Ist eine Zentralisierung von Schlammfaulungsanlagen, also der Zusammenschluss mehrerer kleiner Kläranlagen an einem Standort, bzw. Annahme von Fremdschlämmen geplant, so entstehen weitere Kosten für den Transport von Rohschlamm bzw. Schlammwasser (DWA Themen T1/2015, 2015). Die Preisspannen in Euro pro m³ Schlamm sind in Tabelle 6.5 aufgelistet.

Tabelle 6.5: Spezifische Kosten für den Transport von Klärschlamm und Schlammwasser (Jakob u. a., 2013^a), aus DWA Themen T1/2015).

Transportgut	Feststoffgehalt [%]	Transportentfernung [km]	Preisspanne (brutto)		
			gering [€/m ³]	mittel [€/m ³]	hoch [€/m ³]
Rohschlamm	5 - 6	5 - 20	6,-	10,-	15,-
Schlammwasser	--	10 - 15	4,-	8,-	12,-

^a) Ausschreibungsergebnisse für spezifische Transportkosten von Klärschlamm und Schlammwasser in Rheinland-Pfalz. Primärquelle lag dem Autor nicht vor.

Für Rohschlamm können Transportkosten für geringe Entfernungen (5 km bis 20 km) zwischen 6,- €/m³ und 15,- €/m³ anfallen.

Zusätzliche Kosten in Deutschland durch die neue AbfKlärV

Die Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung, die am 29. Juni 2017 durch den Bundestag verabschiedet wurde, sieht weitestgehend einen Ausstieg aus der bodenbezogenen Klärschlammverwertung vor (s. Abschnitt 6). Der nationale Normenkontrollrat (NKR) hat in einer Stellungnahme den Entwurf der Novelle geprüft und wirtschaftliche Auswirkungen durch die Umsetzung erfasst.

Für die Wirtschaft sieht das NKR nach einem einmaligen Erfüllungsaufwand von ca. 400 Mio. € einen jährlichen Erfüllungsaufwand von ca. 95 Mio. €/a. Für den Verwaltungsaufwand rechnet das NKR mit einem jährlichen Erfüllungsaufwand von ca. 20.000,- €/a (einmalig ca. 40.000,- €) für den Bund und mit etwa 170.000,- €/a (einmalig mind. ca. 900.000,- €) für die Länder. Für die Bürgerinnen und Bürger werden laut NKR keine direkten Auswirkungen vorgesehen, jedoch schätzt das BMUB (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit) eine Steigerung der Abwassergebühr von mindestens 0,30 €/(a · E) für Regionen mit bereits vorhandenen Anlagen zur thermischen Verwertung. Für Regionen, in denen Verbrennungsanlagen erst errichtet werden müssen, geht das BMUB von einer Erhöhung von mindestens 4,30 €/(a · E) aus (NKR, 2017).

Betriebskosten

Die Kosten in der anaeroben Klärschlammbehandlung umfassen die Investitions-, Kapital- und Betriebskosten. Die Betriebskosten beinhalten auch die Kosten für die Entwässerung und die Entsorgung des Klärschlammes. Hier wird kurz auf die Betriebskosten eingegangen, da sie die Klärschlammbehandlung und insbesondere die weitere Entsorgungsstrategie maßgeblich und immer wieder vom Neuen beeinflusst.

In Deutschland entfallen rund 15 % der Jahreskosten einer Kläranlage auf den Bereich der Klärschlammbehandlung (Müller, 2010). Von Sperling et al. (2005) schätzt den Anteil für die Schlammbehandlung inklusive der Schlamm Entsorgung an den gesamten Betriebskosten auf 20 % bis 60 %.

Zu den Betriebskosten zählen

- Personalkosten,
- Energiekosten,
- Entsorgungskosten,
- Materialkosten,
- Instandhaltungskosten und
- sonstiges (Schäfer, 2013).

Darüber hinaus sind Abwasserabgaben (ermittelt über Schadeinheiten der Parameter CSB, P, N_{ges}, AOX, Schwermetalle und Fischgiftigkeit) zu zahlen (Schäfer, 2013).

Eine detaillierte Ermittlung des notwendigen Personaleinsatzes zur Abschätzung der Personalkosten kann mittels ATV-M 271 (1998) erfolgen.

Die Energiekosten sind abhängig von der eingesetzten Anlagentechnik, der Energienutzung, dem Grad der Eigenstromproduktion (ggf. Subvention bei Einspeisung und/oder Nutzung) und der Menge des vom EVU bezogenen Stroms. Länderbezogen können die spezifischen Kosten für Energie sehr unterschiedlich ausfallen. Das gleiche gilt für Entsorgungskosten (s. u.), die sich aus den Entsorgungsmöglichkeiten und -arten ergeben.

Der Anfall an Materialkosten (z. B. polymere Flockungsmittel pFM) ist meist verfahrensabhängig, aber auch abhängig von der Einsatzweise (z. B. Überdosierung).

Bei der Schlammentwässerung spielt neben den Energiekosten und den Kosten für pFM auch das erreichbare Entwässerungsergebnis eine Rolle, welches maßgeblich die Entsorgungskosten beeinflusst. Das DWA-M 387 (2012) geht von Entwässerungskosten zwischen 100,- €/t TR und 230,- €/t TR aus.

Die Betriebskosten können stark ansteigen, wenn eine Schlammbehandlungsanlage ausfällt (z. B. Wartung). Die Außerbetriebnahme einer einstufigen Schlammfäulungsanlage ist stets mit höheren Kosten verbunden, weil der entnommene Faulschlamm ggf. mobil entwässert werden muss und für die Zeit der Außerbetriebnahme erhöhte Kosten für die Rohschlamm Entsorgung und den Strombezug entstehen (DWA Themen T1/2015, 2015).

Übertragbarkeit auf andere Länder

Wie zuvor beschrieben gestaltet sich die pauschale Anwendung von Kostenkennwerten als schwierig. Die Vielzahl von veränderlichen Faktoren im Hinblick auf Lage, Verfahrenstechnik und Schlammeigenschaften macht eine Übertragbarkeit auf andere Länder, speziell ESTL, schwierig. Bei den Investitionskosten liegt die größte Unsicherheit in der Bautechnik. Investitionskosten für Maschinentechnik sowie der Elektro-, Mess-, Steuer- und Regelungstechnik (ESMR) sind evtl. nach Anpassung übertragbar. Auch die Bewertung der Betriebskosten, bei denen speziell die Personal- und Entsorgungskosten zu nennen sind, macht eine Anwendung dieser oben genannten Kennwerte mehr als schwierig.

Bei sehr geringem Investitionskapital, wie es bei Bauherren in ESTL vorkommen kann, sind Sonderlösungen in Betracht zu ziehen, wie z. B. die Schaffung einer einfachen und robusten Mindestlösung, in der gleichzeitig die konstruktiven Vorkehrungen für Erweiterungsmaßnahmen mit vorgesehen sind. Die Erweiterungen im technologischen Sinne, aber auch in Bezug auf die Ausbaugröße, können schrittweise erfolgen, wenn z. B. neues Kapital durch eine Abwassergebühr generiert wurde. Ein weiterer Vorteil ist, dass ein eventuell ungebildetes Kläranlagenpersonal mit einer Anlage konfrontiert wird, in der das technologische Niveau durch den schrittweisen Ausbau mit dem Ausbildungsstand des Personals wächst.

7 Bemessung von Faulbehältern

Aufbauend auf der Beurteilung von Stabilisierungskennzahlen werden in diesem Abschnitt nationale und internationale Bemessungsregeln thematisiert. Des Weiteren werden Einflussfaktoren auf den Bemessungsrohschlamm behandelt und dessen Auswirkungen bzw. Probleme bei einer sachgerechten Ermittlung.

7.1 Kennzahlen zur Beurteilung des Faulprozesses

Die Abbaubarkeit organischer Bestandteile im Rohschlamm ist abhängig von seiner Fraktionierung, die Mitsdörffer (1991) in

- inert (nicht abbaubar),
- abbaubar und
- leicht abbaubar (verfügbar)

unterteilt. Dabei sind die inerten Bestandteile in der organischen Fraktion nicht oder nur sehr schwer unter den verfahrenstechnischen Bedingungen, bei den Faultemperaturen aber vor allem den Kontaktzeiten, in der Schlammfäulung abbaubar.

Ein Klärschlamm gilt als hinreichend stabilisiert, wenn er in seinen Eigenschaften so verändert wurde, dass sich seine Inhaltsstoffe indifferent verhalten, er also ohne wesentlichen negativen Einfluss auf die Umwelt,

- auf (Mono-)Deponien geordnet abgelagert, sofern das rechtlich zulässig ist und keine alternative Verwertungsmöglichkeiten zur Verfügung stehen,
- oder dieser landwirtschaftlich bzw. im Landbau oder
- thermisch

verwertet werden kann (Dichtl, 1984; Mudrack et al., 1996; Mieske et al., 2016).

Einerseits werden Stabilisierungskennzahlen eines Faulschlammes als Erfolgskontrolle eines Behandlungsverfahrens herangezogen und damit die Berechtigung für den weiteren Verwertungsweg festgestellt, andererseits sind Stabilisierungskennzahlen in betrieblicher Praxis der Kläranlage und bei ingenieurmäßiger Betrachtung ebenso erforderlich für

- die Betriebskontrolle (z. B. zum Erkennen von Störungen),
- die Bemessung als (Hilfs-)Parameter (z. B. mittels Ziel- η_{oTR}) und
- als Vergleichsparameter (z. B. bei der Auswahl eines Stabilisierungsverfahrens) (Dichtl, 1984).

Dichtl (1984) stellte in einer Synopse über 50 verschiedene Kennwerte für die aerobe und anaerobe Schlammstabilisierung aus der Literatur zusammen, 20 von ihnen kommen für die anaerobe Stabilisierung in Betracht.

7.1.1 Kennzahlen aus der Literatur zum Stabilisierungserfolg

In allen bisherigen Ansätzen, einen zeitlich unbegrenzten ($t_{TS} \rightarrow \infty$) Stabilisierungsendpunkt im Faulprozess einer technisch-wissenschaftlich möglichen Verfahrenstechnik zugänglich zu machen, beschreibt Kapp (1984), dass ein subjektives Kriterium einen Stabilisierungsendpunkt anzeigen muss. Deshalb werden auch zukünftige Versuche mangels objektiven Maßstabs kein besseres Kriterium zulassen (Kapp, 1984).

Auch Dichtl (2015b) kommt zu dem Schluss, dass bei der Formulierung von Stabilisierungskriterien eine Vielzahl von Randbedingungen zu beachten ist, „sodass das Ziel, einen allgemeingültigen, trennscharfen, gut und schnell zu ermittelnden, reproduzierbaren, repräsentativen Kennwert zu definieren, bis heute noch nicht erreicht ist.“

Die von Kapp und Dichtl beschriebene Problematik, dass kein allumfassendes Stabilisierungskriterium für den Faulprozess existiert, wird durch die Festlegung von einem oder mehreren Zielwerten zu kompensieren versucht. Daher zeigt sich in der Literatur eine Vielzahl verschiedener Zielkriterien, teils zu gleichen Kennzahlen.

Die ATV/BDE/VKS Arbeitsgruppe 3.1.1 (1994) verfasste Zielkriterien, die auf den Ergebnissen mesophiler Faulungsversuche und Erfahrungswerten basieren. So sollte nach der Faulung der organische Anteil um 45 % abgebaut sein und die Konzentration organischer Säuren von 500 mg/L nicht überschritten werden. Überdies sollte die spezifische Gasausbeute bei rund 400 NL/kg oTR_{zu} liegen (ATV/BDE/VKS Arbeitsgruppe 3.1.1, 1994).

In Tabelle 7.1 sind typische Werte zur Erfüllung dieser Kriterien aufgelistet.

Tabelle 7.1: Kennzahlen für die mesophile Faulung (ATV/BDE/VKS Arbeitsgruppe 3.1.1, 1994).

Parameter	Typischer Wert	Dimension
oTR-Abbau	45	[%]
flüchtige org. Säuren	500	[mg/L]
spez. Gasausbeute	400	[NL/kg oTR _{zu}]

Zur Prozesskontrolle im Anlagenbetrieb werden meistens der Abbaugrad der organischen Stoffe η_{oTR} als Stabilisierungskennzahl und die Konzentration an organischen Säuren HAc als Stabilisierungswert herangezogen.

Bei der Überwachung des Faulprozesses ist die Betrachtung des Abbaugrads der organischen Stoffe, für überwiegend kommunale Rohschlämme ein aussagekräftiger Parameter. Mit einem etwas höheren analytischen Aufwand erhält man mit der Konzentration an organischen Säuren im Faulschlamm die genaueste Information zum Faulprozess.

Bauerfeld (2012a) benennt zur Charakterisierung eines vollstabilisierten Klärschlammes die folgenden Kriterien:

- $\eta_{\text{oTR}} \geq 40 \%$,
- $\text{HAc} \leq 200 \text{ mg/L}$; im Langzeitbetrieb $\text{HAc} \leq 100 \text{ mg/L}$,
- BSB_5/CSB Verhältnis $\leq 0,15$,
- Restgaspotential bei 35°C Faultemperatur (RGP) $35^\circ\text{C} \leq 100 \text{ NL/kg oTR}_0$.

Diese vier Kennzahlen werden im Folgenden erläutert und die von Bauerfeld et al. formulierten Zielkriterien bewertet.

Das BSB_5/CSB -Verhältnis wird zur Bewertung von Schlämmen aus der aeroben Stabilisierung herangezogen. Aerobe Schlämme, die ein BSB_5/CSB Verhältnis von 0,18 bis 0,15 aufweisen, gelten als stabilisiert (Bauerfeld, 2012a). In der Praxis zur Beurteilung anaerob stabiler Klärschlämme wird das BSB_5/CSB Verhältnis kaum genutzt, da der BSB_5 nicht zur Standardanalytik in der Schlammbehandlung zählt und zusätzlichen Aufwand bedeutet.

Auch die Bestimmung des Restgaspotenzials findet in der operativen Praxis ebenfalls selten Anwendung, da die Zeit zur Ergebnisproduktion sehr lange dauert. Die Nachfaulfähigkeit von teilstabilisierten Schlämmen kann z. T. erheblich sein und direkte Auswirkungen auf die Umwelt haben. Das Restgaspotenzial eignet sich gut zur Feststellung der Vollstabilisierung und kann zur Überprüfung/Bestätigung üblich gemessener Prozess- und Stabilisierungsparameter (z. B. η_{oTR}) in unregelmäßigen Abständen herangezogen werden. In anaeroben Abbaubversuchen im Batch fand Bauerfeld (2012a) heraus, dass ab einer Restgaserzeugung unterhalb von 100 NL/kg oTR_0 in der Regel ein Abbaugrad von ca. $\eta_{\text{oTR}} = 41,9 \%$ erreicht wird und legte damit für vollstabilisierte Schlämme ein kritisches Gasbildungspotenzial von 100 NL/kg oTR_0 fest.

7.1.2 Organische Säuren

Der Faulprozess kann als stabil angesehen werden, wenn die Konzentrationen der vorhandenen bzw. produzierten organischen Säuren mit den Konzentrationen des Säureabbaus durch Methanbildner im Gleichgewicht stehen. Als stabilisiert lässt sich ein Faulschlamm bezeichnen, der eine Konzentration der organischen Säuren von unter 100 mg HAc/L bis zu 300 mg/L aufweist (Dichtl, 2015a). Aber auch bei höheren Konzentrationen muss nicht zwangsläufig eine Hemmung vorliegen. Weist ein Faulschlamm einen hohen pH-Wert von 7,0 bis 7,5 auf, liegen die organischen Säuren zu einem sehr hohen Anteil in dissoziierter Form vor, sodass eine Hemmung ausbleiben kann (Kroiss & Svardal, 2015). Erfahrungsgemäß liegen organische Säuren bei erhöhten Konzentrationen und pH-Werten $> 7,0$ größtenteils als leicht verfügbare Essigsäure und nicht als Propionsäure vor. Laut Kroiss (1988) kann bei einem pH-Wert von 7,4 die Kon-

zentration an Essigsäure bis zu 4.500 mg HAc/L betragen, ohne einen hemmenden Effekt wahrzunehmen, sodass ein gutes Stabilisierungsergebnis möglich ist (Roediger et al., 1990 und Kroiss & Svardal, 2015). Ein Betrieb mit erhöhten Konzentrationen an organischen Säuren kann dementsprechend ohne negative Auswirkungen auf den Faulprozess über einen längeren Zeitraum stattfinden. Es wird aber empfohlen, den Faulprozess zu beobachten, um ggf. rechtzeitig entsprechende Gegenmaßnahmen ergreifen zu können. Bei hohen Feststoffgehalten im Roh- und dementsprechend im Faulschlamm (z. B. 8 % TR_{RS} nach maschineller Voreindickung) sind den Abbaurandbedingungen und -prozessen folgend andere Werte (in der Regel zwischen 300 mg/L und 1.000 mg/L) zu erwarten und als normal zu bezeichnen (ATV/BDE/VKS Arbeitsgruppe 3.1.1, 1994).

7.1.3 Abbaugrad η_{oTR}

Der Abbaugrad organischer Substanzen ist in der DIN EN 16323:2014 beschrieben als Quotient der Masse des abgebauten organischen Materials und der Ausgangsmasse an organischem Material (Stabilisierungsgrad η_{oTR}).

Bei den Stabilisierungskennzahlen ist insbesondere der Abbaugrad an organischer Substanz η_{oTR} zu nennen, da er auch als zuverlässiger Kontrollparameter für den Faulprozess im Kläranlagenbetrieb herangezogen werden kann. Die Höhe des η_{oTR} Abbaugrades, die die Mineralisierung der organischen Substanz durch Faulprozess erfassbar macht, ist abhängig von

- der Zusammensetzung des Rohschlammes,
- der Faulzeit t_{TS} und
- der Intensität des Faulprozesses.

Die ATV/BDE/VKS Arbeitsgruppe 3.1.1 (1994) hebt die Abhängigkeit des Abbaugrads η_{oTR} vom Schlammalter t_{TS} und dem „Vorabbau“ des der Faulung zugeführten Rohschlammes hervor. Kapp (1984) zitiert Loll (1983), der den Abbaugrad zwar als ungenaue, aber praktikable Stabilisierungskennzahl bezeichnet, den Kapp durch seine schnelle und relativ einfache Bestimmung jedoch als durchaus anwendbar erklärt. Roediger et al. (1990) beschreiben den Abbaugrad der organischen Stoffe als gängiges und am leichtesten zu messendes Kriterium.

Tabelle 7.2 stellt Angaben zum Abbaugrad der organischen Stoffe aus der Literatur zusammen, die einerseits den Leistungsbereich gut funktionierender anaerober Stabilisierungsanlagen nennen, andererseits den Bereich als Bemessungskriterium heranziehen.

Tabelle 7.2: Literaturübersicht zu Leistungsbereichen und Bemessungskriterien des Abbaugrades η_{oTR} für Faulbehälter.

Schlammart/Autor	Abbaugrad organischer Stoffe η_{oTR}
<i>Rohschlamm (RS)</i>	
DWA-M 368 (2014)	48 % ^{a)}
ATV/BDE/VKS AG 3.1.1 (1994)	40 bis 50 %
Liu und Liptak (1999)	50 bis 60 %
Vesilind & Kang (2003)	40 bis 60 %
Jiménez & Wang (2006)	45 bis 50%
Turovskiy & Mathai (2006)	50 bis 65 %
von Sperling & Gonçalves (2007)	40 bis 55 %
<i>Primärschlamm (PS)</i>	
DWA-M 368 (2014)	60 % ^{a)}
ATV/BDE/VKS AG 3.1.1 (1994)	55 bis 60 %
<i>Überschussschlamm (ÜS)</i>	
DWA-M 368 (2014)	38 % ^{a)}
ATV/BDE/VKS AG 3.1.1 (1994)	32 bis 40 %

^{a)} bei einem technischen Abbaugrad von $\eta_{abb} = 85 \%$

Im Gegensatz zur DIN EN 16323 (2014) unterscheidet die DWA im Merkblatt 368 (2014) den Abbaugrad von Feststoffen auf die gesamten Feststoffe (η_{TR}), die organischen Feststoffe (η_{oTR}) oder die leicht abbaubaren organischen Feststoffe (Stabilisierungsgrad η_{abb}). Der Stabilisierungsgrad η_{abb} oder auch technische Abbaugrad bezieht auch auf den Quotienten der Masse des abgebauten organischen Materials, aber diesmal lediglich auf die Ausgangsmasse des leicht abbaubaren organischen Materials. Der technische Abbaugrad ist also der Grad des Abbaus organischer Substanz, der mit einem bestimmten Verfahren im praktischen technischen Betrieb (Prozessbedingungen, wie Faulraumtemperatur, Faulbehälterdurchmischung etc.) nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik erreichbar ist. Liegt der technische Abbaugrad bei 100 %, so ist die theoretische Abbaugrenze erreicht (Dichtl, 2015b).

Die Gleichungen (Gl. 7-1) und (Gl. 7-2) verdeutlichen mit den Formeln zur Herleitung des Abbaugrades der organischen Stoffe η_{oTR} (Gl. 7-1) und des technischen Abbaugrades η_{abb} den Unterschied:

$$\eta_{oTR} = \frac{(C_{oTR,0} - C_{oTR,e})}{C_{oTR,0}} \cdot 100 \quad [\text{in \%}] \quad (\text{Gl. 7-1})$$

mit:

η_{oTR}	Abbaugrad der Organik	[%]
$C_{oTR,0}$	Ausgangskonzentration org. Substanz	[g/L]
$C_{oTR,e}$	Endkonzentration org. Substanz	[g/L]

Technischer Abbaugrad η_{abb} (Gl. 7-2):

$$\eta_{abb} = \frac{100 \cdot (C_{oTR,0} - C_{oTR,e})}{C_{oTR,0} \cdot (100 - C_{oTR,e})} \cdot 100 \quad [\text{in \%}] \quad (\text{Gl. 7-2})$$

mit:

η_{abb}	Abbaugrad leicht abbaubarer organischer Stoffe	[%]
$C_{oTR,0}$	Ausgangskonzentration organischer Stoffe	[g/L]
$C_{oTR,e}$	Endkonzentration organischer Stoffe	[g/L]

Roediger et al. (1990) nennen folgende Formel (Gl. 7-3) zur Überprüfung der technischen Faulgrenze mit einem Stabilisierungsgrad von mindestens 80 %:

$$\eta_{abb} = 1 - \frac{1/t_{TS}}{e^{0,25} + 1/t_{TS} - 1} \cdot 100 \quad [\text{in \%}] \quad (\text{Gl. 7-3})$$

mit:

η_{abb}	Abbaugrad leicht abbaubarer organischer Stoffe	[%]
$t_{TS,Bem}$	Bemessungsschlammalter	[d]

Dabei handelt es sich lediglich um eine grobe Bestimmung, ob unter mesophilen Bedingungen ein hinreichender Abbau erfolgen kann. Roediger et al. (1990) gehen mit ihrer Formel (Gl. 7-3) jedoch nicht auf die Rohschlammqualität ein.

Im DWA-M 368 (2014) findet die Ermittlung des faulzeitabhängigen theoretischen Abbaugrades η_{abb} (Grad der Hydrolyse) für durchflossene und vollständig durchmischte Reaktoren mittels der Hydrolyserate statt, mit folgender Gleichung (Gl. 7-4):

$$\eta_{abb} = k_H \cdot t_R / (1 + k_H \cdot t_R) \quad [\text{in \%}] \quad (\text{Gl. 7-4})$$

mit:

η_{abb}	$= (C_{0,abb} - C_{abb}) / C_{0,abb}$	
k_H	Hydrolyserate nach (Gl. 2-4)	[1/d]
t_R	Mittlere Verweilzeit im Reaktor $t_R = V_R / Q$	[d]

Zur Abschätzung des Abbaugrades η_{oTR} über die Faulzeit nennt Goodman (1999) eine empirische Formel (Gl. 7-5). Diese wird zur Überprüfung der Faulzeit beim Bemessungsvorgang herangezogen:

$$\eta_{oTR}(t_{TS,Bem}) = 13,7 \cdot \ln(t_{TS,Bem}) + 18,94 \quad [\text{in \%}] \quad (\text{Gl. 7-5})$$

mit:

η_{oTR}	Abbaugrad der organischen Stoffe	[%]
$t_{TS,Bem}$	Bemessungsschlammalter	[d]

7.1.4 Überwachungswerte/Sonstige Parameter

Der *TR* lässt sich nur als qualitatives Beurteilungskriterium heranziehen, wenn man die Feststoffreduktion infolge der anaeroben Stabilisierung mithilfe des Abbaugrades der Feststoffmasse η_{TR} bestimmt (vgl. Tabelle 4.1). Der erzielte TR nach der Faulung ist zunächst vom TR des Rohschlammes abhängig, aber auch von dessen chemischer Zusammensetzung.

Der *Glühverlust (GV)* stellt im Gegensatz zum Abbaugrad η_{oTR} kein hinreichendes Kriterium zur Beurteilung der Stabilisierungsleistung dar. Der GV ist nicht nur vom Abbaugrad, sondern auch vom Gehalt mineralischer Bestandteile (z. B. Sand), dem Salzgehalt und dem Einsatz mineralischer Fällmittel abhängig und hat daher alleine wenig Aussagekraft (DWA-M 368, 2014).

Das *CSB/oTR*-Verhältnis kann ebenso wie der TR nicht als Wert zur Beurteilung des Abbauerfolges herangezogen werden, da im oTR der Anteil flüchtiger organischer Säuren nicht erfasst ist, im CSB hingegen schon. Liegen, wie oben beschrieben, erhöhte Konzentrationen an organischen Säuren vor, kann sich trotz eines guten Stabilisierungsgrads ein CSB/oTR Verhältnis von $> 2,0$ ergeben, wie es bei einer schlechten Faulung zu erwarten wäre.

Diverse Autoren nennen weitere Überwachungswerte zur Kontrolle des Faulprozesses, unter anderem Kapp (1984), Kroiss (1988), Roediger et al. (1990) und Dichtl (1984, 2015b). In Tabelle 7.3 sind die Überwachungswerte und deren Eignung als weitere bzw. ergänzende Parameter für den Stabilisierungsgrad dargestellt.

Kapp (1984) hebt die Problematik bei der Überwachung des Faulprozesses hervor. Die richtige Interpretation hängt von äußerlich sichtbaren Veränderungen ab, z. B. von der sinkenden Faulgasproduktion, dem rechtzeitigen Erkennen von Störungen und ihrer zweckmäßigen Beseitigung sowie der allgemeinen Reaktion des Betriebspersonals auf die kritische Betriebssituation.

Tabelle 7.3: Funktion von Überwachungswerten und deren Eignung zur Bewertung des Stabilisierungsgrads.

Überwachungswert/ Parameter	Bewertung/Eignung	Einheit
pH	<ul style="list-style-type: none"> - als Überwachungswert eher ungeeignet, sehr träge (fällt zunächst nur gering ab, dann plötzlich stark); - Beurteilung der Stabilisierung nicht möglich 	[-]
Temperatur/ -veränderung	<ul style="list-style-type: none"> - ggf. Störungen im Anschluss starker Schwankungen/Abfall der Temperatur vorhersehbar - Keine Beurteilung zur Stabilisierung möglich 	[°C], [K]
Raumbelastung	<ul style="list-style-type: none"> - Beurteilung der Stabilisierung nicht möglich, rechnerische Kontrollgröße - ggf. ergänzender Kontrollwert 	[kg oTR/ (m ³ · d)]
Umwälzung	<ul style="list-style-type: none"> - Hinweise auf unzureichende (oder zu intensive) Durchmischung, - Problemindikator bei bereits aufgetretener Probleme, - keine Beurteilung des Stabilisierungsgrades 	[1/d]
Faulgasvolumen, Schlamm-mengen/ -frachten	<ul style="list-style-type: none"> - Erkennen von Einbrüchen der Gasproduktion (als Überwachungswert träge) - Eingeschränkte Beurteilung des Stabilisierungsgrades - Erkennen von Stoßbelastungen/Überfrachtungen (gibt Hinweis auf möglich eintretende Probleme) 	[m ³ /d], [kg/d]
Faulgasqualität	<ul style="list-style-type: none"> - Hinweise auf Probleme in der Methanisierung (z. B. durch H₂S-Anstieg) 	[% CH ₄]

7.1.5 Stabilisierungskennzahlen als Bemessungsparameter

Wie in den Unterabschnitten zuvor beschrieben, dienen die Stabilisierungskennzahlen zu allererst der Beurteilung von Verlauf und Ergebnis der Klärschlammstabilisierung.

Um nach der Faulbehälterbemessung einen ausreichend stabilisierten Faulschlamm zu erhalten, werden folgende Stabilisierungskriterien für den weiteren Verlauf dieser Arbeit definiert:

- Für alle Bemessungsabläufe wird davon ausgegangen, dass der zu stabilisierende kommunale Rohschlamm über einen zum größten Teil leicht abbaubaren Organikanteil ($GV > 65 \%$) verfügt, da der erzielbare Abbaugrad organischer Stoffe, wie bereits oben beschrieben, neben der Rohschlammqualität auch von den lokalen Randbedingungen abhängig ist.
- Eine anaerobe Stabilisierungsanlage ist ausreichend bemessen, wenn unter Einhaltung des Bemessungsschlammalters $t_{TS,FB,Bem}$ ein Mindeststabilisierungsgrad von $\eta_{oTR} \geq 40 \%$ erreicht wird.
- Es ist von einer Faulgasausbeute von größer 350 NL/kg oTR auszugehen.

Zur Feststellung, ob ein Faulschlamm als stabilisiert anzusehen ist, sollten spätestens dann die übrigen Kennzahlen

- organische Säuren ($HAc \leq 200 \text{ mg/L}$),
- das Restgaspotenzial ($< 100 \text{ NL/kg oTR}_{zu}$) und
- u. U. das BSB₅/CSB-Verhältnis ($\leq 0,15$)

herangezogen werden.

Im nächsten Abschnitt 7.2 werden Bemessungspraktiken aus nationaler und internationaler Literatur zusammengetragen und diskutiert.

7.2 Bemessungsregeln zur Dimensionierung in Deutschland und weltweit

Einheitliche technische Regeln zur Wasser-, Abwasser- und Abfallbehandlung in Deutschland werden im Regelwerk der DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.) herausgegeben. Wesentliche Hinweise für die Planung, den Bau und den Betrieb von Anlagen zur Behandlung kommunaler Klärschlämme enthalten insbesondere das Merkblatt

- DWA-M 368: Biologische Stabilisierung von Klärschlamm (06/2014) und
- die DWA-Themen T1/2015: Schlammfäulung oder gemeinsame aerobe Stabilisierung bei Kläranlagen kleiner und mittlerer Größe (02/2015)

sowie im weiteren Sinne die Merkblätter für Anlagen zur Faulgasaufbereitung und -verwertung sowie Eindickung und Entwässerung von Klärschlämmen:

- DWA-M 212: Technische Ausrüstung von Faulgasanlagen auf Kläranlagen (04/2008)
- DWA-M 363: Herkunft, Aufbereitung und Verwertung von Faulgasen (11/2010)
- DWA-M 366: maschinelle Schlammmentwässerung (02/2013)
- DWA-M 376: Sicherheitsregeln für Biogasbehälter mit Membrandichtung (10/2006)
- DWA-M 381: Eindickung von Klärschlamm (10/2007)
- DWA-M 383: Kennwerte der Klärschlammmentwässerung (10/2008).

Als Ergänzung der entsprechenden DWA-Regeln soll in diesen Unterabschnitten für andere klimatische und sonstige Rahmenbedingungen auch internationale Literatur diskutiert werden, die als sinnvolle Grundlage für einen Vergleich mit anderen Verfahrenstechniken bei der Planung einer Schlammbehandlungsanlage herangezogen werden kann. In der internationalen Praxis spielen vor allem die in „METCALF & EDDY“ (Tchobanoglous et al., 2014) und in von Sperling & Gonçalves (2007) zusammengefassten Bemessungs- und Betriebsparameter eine entscheidende Rolle für die Auslegung der anaeroben Schlammstabilisierung.

Insgesamt existieren für die Bemessung von Faulbehältern keine geschlossenen Bemessungsalgorithmen, da das Faulraumvolumen in erster Linie über die Schlammmenge und das Schlammalter ermittelt wird. Die Dimensionierung des erforderlichen Faulraumvolumens erfolgt fast ausschließlich mit den Bezugsgrößen Faulzeit, Rohschlammmenge (und Raumbelastung, Dichtl, 2015b). Die Faultemperatur und das davon abhängige erforderliche Schlammalter werden in den folgenden Unterabschnitten als Bemessungskomponente erneut aufgegriffen.

In Tabelle 7.4 sind zur Übersicht durchschnittliche Schlammalter, empfohlene Feststoffkonzentrationen des Rohschlammes und die organische Raumbelastung aufgelistet.

Tabelle 7.4: Übersicht zu Schlammalter, Feststoffkonzentrationen und organische Raumbelastung für die Klärschlammfäulung.

Klärschlammfäulung		Parameter
Faulzeit	[d]	
	Erdbecken/unbeheizte Faulräume:	~ 120 d
	Emscherbrunnen:	~ 60 d
	beheizt 35 °C:	16 - 22 d ^{a)}
	beheizt 55 °C:	12 - 15 d ^{a)}
Feststoffgehalt TR des Rohschlammes im Zulauf [%]	eingedickt	4 - 8 % ^{b)}
Organische Raumbelastung [kg oTR/(m³ · d)]	mittlere Anlagen:	2 - 3 kg oTR/(m³ · d)
	große Anlagen:	3 - 4 kg oTR/(m³ · d)

a) variiert größenabhängig von den angeschlossenen EW, vgl. DWA-M 368 und 7.2.1

b) internationale Empfehlung 4 – 7 % TR_{RS} (von Sperling & Gonçalves, 2007; Turovskiy & Mathai, 2006; U. S. EPA, 1974)

Die in Tabelle 7.4 aufgeführten Bemessungsempfehlungen werden im Folgenden bei der Betrachtung nationaler und internationaler Bemessungsregeln bewertet. Eine weitere Bezugsgröße zur Dimensionierung von Faulbehältern stellt das einwohnerspezifische Faulraumvolumen $V_{FB,E}$ (in L/d) dar. Zwar wird in der Literatur bei der Angabe des einwohnerspezifischen Faulraumvolumens nach vorangegangener Reinigung differenziert, aber eine genaue Angabe in Bezug auf den einwohnerspezifischen Rohschlammanfall und dessen Qualität wird nicht gemacht. Daher ist das einwohnerspezifische Faulraumvolumen eher als Schätzwert anzusehen.

Dichtl et al. (2005) stellen in einer Synopse einwohnerspezifische Faulraumvolumen zusammen. Für eine Primärschlammfäulung wurden 20 L/E (Imhoff, 1976) und für die Fäulung eingedickter Schlämme aus Belebungsanlagen zwischen 30 L/E und 40 L/E (Emde, 1974; Helmer, 1974; Imhoff, 1976) veranschlagt. Aus der internationalen Literatur geben Turovskiy & Mathai (2006) zwischen 30 L/E und 60 L/E für eine Primärschlammfäulung an und 70 L/E bis 110 L/E für Rohschlamm aus Primär- und Überschussschlamm an.

7.2.1 Bemessungsregeln in Deutschland nach dem DWA-Merkblatt 368

Allgemeine Bemessungsansätze in Deutschland

Ein Großteil der Bemessungsempfehlungen in Deutschland entstammt den 1960er bis 1980er Jahren. Dabei sind besonders die hier bereits zitierten Autoren Dichtl, Kapp, Loll, Roediger und Wechs zu nennen.

Dichtl et al. (1997) stellen fest, dass für mesophil betriebene Faulbehälter alle bisher entwickelten Bemessungsformeln und Bemessungsverfahren kaum voneinander abweichen: Fast alle legen die Faulzeit als maßgebende Funktion zugrunde.

Kapp (1984) nennt ein kritisches Schlammalter t_{TS} von 10 Tagen. Als Bemessungsschlammalter gab Kapp ein $t_{TS,Bem} = 15$ Tage vor, bei einem Feststoffgehalt des eingedickten Rohschlammes von $TR_{RS} = 10\%$ und einer empfohlenen Faultemperatur T_{Faul} von 33 °C .

Wechs (1985) nennt für die einstufige Faulung bei $T_{Faul} \approx 33\text{ °C}$ die Faulzeit (18 d bis 22 d) und die organische Raumbelastung (4 bis $5\text{ kg oTS}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$) als Bemessungskriterien. Für die zweistufige Faulung gibt Wechs bei $T_{Faul} \approx 55\text{ °C}$ für die erste Stufe ein Schlammalter von zwei Tagen und in der zweiten Stufe von zehn Tagen (bei $T_{Faul} \approx 33\text{ °C}$) an. Für die $T_{Faul} \approx 33\text{ °C}$ in Stufe 1 und 2 lag das Schlammalter t_{TS} bei vier und zwölf Tagen.

Dichtl (1984) zitiert Fair & Moore (1937) und Imhoff, K.-R. (1979), die für 30 °C ein Schlammalter von 27 Tagen angeben.

Roediger et al. (1990) überprüfen mittels der rechnerischen Ermittlung eines η_{abb} von mindestens 80 % die gewählte Faulzeit für eine einstufige bzw. für eine Kaskadenfaulung (vgl. Gl. 7-3). Für die Faultemperatur von 35 °C nannte Imhoff, K. (1996) als Schätzwert 20 Tage Faulzeit mit einem anzusetzenden Schlammanfall von 2,0 L/E bei Trennkanalisation und aufgrund von Stoßbelastungen im Regenwetterfall 2,5 L/E bei Mischkanalisation. Mitsdörffer ermittelte unter Berücksichtigung kinetischer Ansätze ein Bemessungsschlammalter zwischen 14 und 20 Tagen (s. auch 7.2.3).

Kapp (1984) empfiehlt nach Möglichkeit die Ermittlung des Bemessungsschlammanfalls aus Betriebsdaten mittels des Maximums des mittleren 14 tägigen Schlammanfalls. Bezogen auf den mittleren täglichen Schlammanfall führen die gleitenden Mittelwerte bei größeren Anlagen wegen der geringeren Schwankungen beim Schlammanfall zu kürzeren Faulzeiten als bei kleineren Anlagen.

Oles & Dichtl (2010) haben in eigenen Ansätzen ermittelt, dass bei einem gewählten Schlammalter von 15 Tagen, unter Verwendung des Schlammanfalls aus dem gleitenden 3 Wochen-Mittelwert, es zu mittelwertbezogenen Faulzeiten zwischen 18 und 20 Tagen kommt. Demzufolge sei für ein sicheres Schlammalter infolge jahreszeitlicher Schwankung ein ermittelbares Schlammalter wichtig.

Wie bereits in Unterabschnitt 5 erwähnt, geben Bauerfeld et al. (2010) explizite Bemessungsschlammalter auch für Temperaturen von 25 °C und 30 °C an (vgl. Tabelle 5.3). Bauerfeld (2012a) gibt zudem mit Gleichung (Gl. 5-1) eine Funktion an, die eine Stabilisierungskurve darstellt.

Der Themenband der DWA T1/2015 übernimmt die empfohlenen Bemessungsschlammalter für Kläranlagen kleiner und mittlerer Größe aus dem DWA-M 368 (2014), die nachfolgend erläutert werden.

DWA-Merkblatt 368

Der in Deutschland gültige Stand der Bemessung und des Betriebs der anaeroben Klärschlammstabilisierung kann dem Merkblatt DWA-M 368 „Biologische Stabilisierung von Klärschlämmen“ (2014) entnommen werden.

Einen Zusammenhang zwischen der zeitlichen Komponente, der erforderlichen Kontaktzeit (Schlammalter) und der Komponente der Stoffwechselgeschwindigkeit, der Temperatur, zeigt das Bild 7.1, das aus den Merkblättern ATV-DVWK-M 368 (2003) und DWA-M 368 (2014) zusammengestellt wurde.

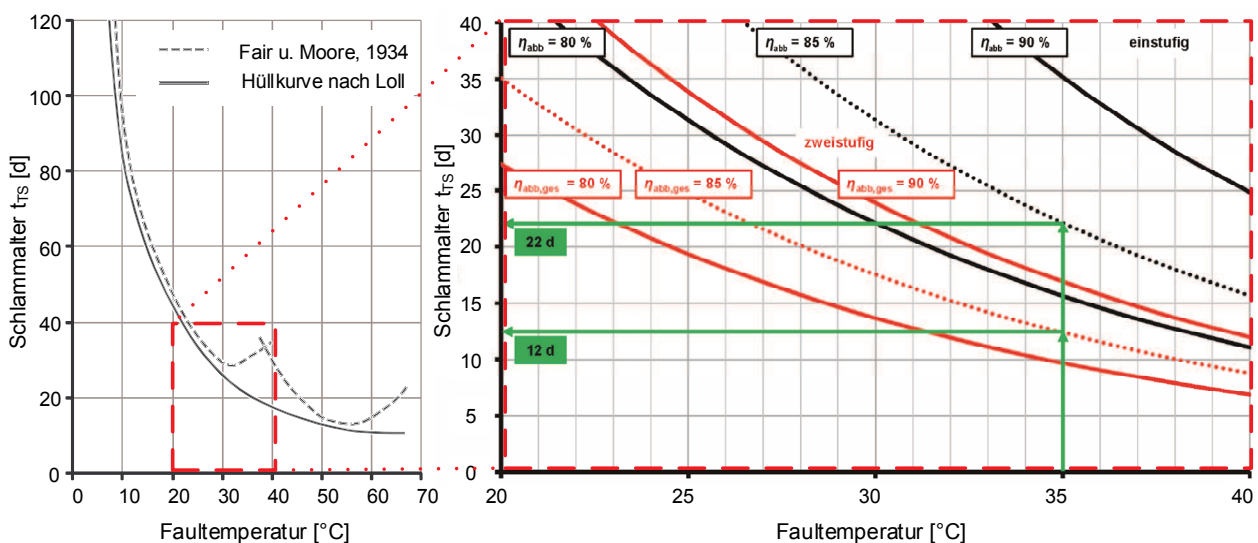


Bild 7.1: Grundlegender Zusammenhang zwischen Stabilisierungszeit und Temperatur nach ATV-DVWK-M 368 (2003, links) und DWA-M 368 (2014, rechts).

Die im Bild 7.1 links dargestellten Abbaukurven sind aus vielfältigen Praxiserfahrungen zusammengestellt worden. Im weiteren Verlauf wurde im DWA-M 368 im Jahr 2014 durch weitergehende reaktionskinetische Betrachtungen mittels der Hydrolyserate k_H ein Zusammenhang zwischen Faultemperatur und Schlammalter hergestellt. Daraus ergeben sich Abbaukurven des theoretisch erzielbaren Abbaugrades η_{abb} (Bild 7.1, rechts).

In rot ist die Kaskadenfaulung dargestellt und in schwarz die einstufige Faulung bei unterschiedlichen Abbaugraden ($\eta_{\text{abb}} = 80 \text{ \%, } 85 \text{ \% und } 90 \text{ \%}$). Ausgehend von der Faultemperatur lässt sich je nach Verfahren und Stabilisierungsziel das Schlammalter ermitteln (vgl. Abbaugrade in 7.1.3).

Tabelle 7.5 enthält die aus Bild 7.1 abgeleiteten empfohlenen Mindestschlammalter zur Bemessung einer anaeroben Stabilisierungsanlage für eine Faultemperatur von 35 °C . Das Schlammalter entspricht einem technischen Abbaugrad η_{abb} von 5 \% , mindestens jedoch einem η_{abb} von 80 \% .

Tabelle 7.5: Nach DWA-M 368 (2014) empfohlene Bemessungsschlammalter für $T_{\text{Faul}} = 35 \text{ °C}$.

Anlagengröße in E		> 100.000	50.000 – 100.000	< 50.000
Sicherheitsfaktor	[-]	1,00	1,15	1,25
Schlammalter t_{TS}	[d]	16 - 22	18 - 25	20 - 28
Schlammalter Kaskadenfaulung t_{TS}	[d]	12 - 15	13 - 17	14 - 19

In Tabelle 7.5 erfolgt eine Zuordnung von Sicherheitsfaktoren je nach Größe der angeschlossenen Einwohnerwerte. Diese Sicherheitsfaktoren berücksichtigen den erschwerten Betrieb der Schlammfaulung auf kleinen und mittelgroßen Anlagen infolge der stärker schwankenden Rohschlammengen.

Aus dem temperatur- und verfahrensabhängigen Bemessungsschlammalter und dem maßgebenden Rohschlammanfall ergibt sich das Faulbehältervolumen. Der Rohschlammanfall wird im Unterabschnitt 7.3.2 behandelt. Die Bemessung erfolgt bevorzugt mit gemessenen maximalen 2-Wochen-Mittelwerten der Rohschlammengen. Die Ermittlung der Rohschlammengen kann ersatzweise über die Schlammfrachten (85-Perzentile) der Schlammliste des DWA-M 368 (2014) erfolgen (vgl. Tabelle A.2 in 7.3.2). Bei der theoretischen Ermittlung der Primär- und Überschussschlammproduktion unter verschiedenen Temperaturbedingungen wird ergänzend auf Bauerfeld (2012a) verwiesen.

Als weitere Empfehlungswerte zu dem in Tabelle 7.5 angegebenen Bemessungsschlammalter wird die Schlammbelastung B_{oTM} (Quotient aus Fracht und der in einem Reaktor enthaltenen Masse von Schlammfeststoffen) durch leicht abbaubare organische Stoffe im DWA-M 368 (2014) aufgeführt. Die Schlammbelastung lässt sich aus gegebener Feststoffkonzentration und gegebenem Glühverlust aus dem Schlammalter berechnen.

Für die einstufige Faulung wird für Anlagen größer 100.000 E ein Wertebereich von 0,06 bis 0,07 kg oTR_{abb}/(kg oTR · d) empfohlen. Für mittelgroße Anlagen (50.000 bis 100.000 E) werden 0,05 bis 0,07 kg oTR_{abb}/(kg oTR · d) und unter 50.000 E werden 0,05 bis 0,06 kg oTR_{abb}/(kg oTR · d) angegeben.

Ebenfalls mit im Merkblatt aufgeführt sind Empfehlungen zur Raumbelastung, bezogen auf die leicht abbaubaren organischen Substanzen. Die organische Raumbelastung wurde im Unterabschnitt 3.1 behandelt und deren Eignung als Bemessungsparameter lediglich zur Überprüfung der ermittelten Bemessungsbedingungen eingestuft ($< 5 \text{ kg oTR}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$).

Die Bestimmung des Schlammalters über den limitierenden Prozessschritt der Hydrolyse mittels der Hydrolyserate k_H zu ermitteln, ist ein sinnvoller Ansatz, um den Abbauvorgang temperaturabhängig zeitlich einordnen zu können. Mit der Hydrolyserate und der Faultemperatur lässt sich der Stabilisierungsverlauf, bezogen auf einen technischen Abbaugrad der leicht abbaubaren organischen Stoffe η_{abb} (s. Unterabschnitt 7.1.3), in Form einer Stabilisierungskurve darstellen, um daraus ein Bemessungsschlammalter wie in Tabelle 7.5 ableiten zu können.

Das ATV-DVWK-M 368 (2003) empfiehlt ausdrücklich, nach Möglichkeit Vorversuche mit den anfallenden Klärschlämmen durchzuführen, um so die spezifische Schlammbeschaffenheit gezielt erfassen zu können. Vorversuche bieten sich insbesondere bei bestehenden Anlagen an, da meist die nötigen Einrichtungen zur Probenahme und Analytik vorhanden sind oder sich ohne großen Aufwand realisieren lassen können.

7.2.2 Bemessung nach internationaler Literatur

Auch in der internationalen Literatur werden hauptsächlich das Schlammalter und der Faulschlammanfall als zentrale Bemessungskriterien behandelt.

Neben den Empfehlungen aus dem „Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal“, der U. S. EPA (1979), geben „Handbooks of UK wastewater practice - Sewage Sludge: Stabilisation and Disinfection“ (CIWEM, 1996) und „Design of municipal wastewater treatment plants“ (WEF & ASCE, 2010) Hinweise zur Bemessung von Faulbehältern.

In Tabelle 7.6 sind Bemessungsempfehlungen der U. S. EPA (1979) und internationaler Autoren auszugsweise aufgelistet.

Tabelle 7.6: Zusammenfassung von Bemessungsempfehlungen aus der internationalen Literatur.

Parameter	Typische Werte nach				Einheit
	U.S. EPA (1979)	Goodman (1999)	v. Sperling (2005) ^{a)}	Turovskiy & Mathai (2006) ^{b)}	
Schlammalter/Aufenthaltszeit	10 - 20	10 - 20 (RS) PS (< 15) ÜS (bis 30)	18 - 25	15 - 20	d
org. Raumbelastung	2,4 - 6,4	1,6 - 6,4	0,8 - 1,6	1,6 - 3,2	kg oTR/ (m ³ · d)
Feststoffkonzentration Rohschlamm im Zulauf	4 - 6	--	3 - 8	4 - 7	%
Einwohnerspezifisches Faulraumvolumen					
<i>Primärschlamm</i>	37	--	--	30 - 60	L/E
<i>PS + Tropfkörperschlamm</i>	76 - 93	--	--	70 - 90	L/E
<i>PS + Überschussschlamm</i>	76 - 113	--	--	70 - 110	L/E
oTR Anteil im Rohschlamm	--	--	70 - 80	--	%
TR Reduktion durch Faulung	--	--	30 - 35	--	% TR
oTR Reduktion durch Faulung	--	50 - 60	40 - 55	--	% oTR
Faulgasausbeute	--	--	0,8 - 1,1	--	m ³ /kg oTR _{abb}
Einwohnerspezifische Faulschlammproduktion	--	--	38 - 50	--	g TR/(E · d)
Einwohnerspezifischer Faulgasanfall	16 - 21	28	20 - 30	--	L/(E · d)

^{a)} Werte angepasst nach CIWEM (1996)

^{b)} Werte angepasst nach U. S. EPA (1979) und WEF & ASCE (1998)

Die Empfehlungen von Turovskiy & Mathai (2006) basieren hauptsächlich auf denen der U. S. EPA (1979), ergänzt durch WEF & ASCE (1996). In Tabelle 7.6 sind Angaben von der U. S. EPA zum einwohnerspezifischen Faulraumvolumen auch bei Turovskiy & Mathai (2006) aufgelistet. Auch Bemessungsempfehlungen weiterer Autoren wie Vesilind & Kang (2003) sowie Jiménez & Wang (2006) basieren zu großen Teilen aus der Bemessungsanleitung der U. S. EPA aus dem Jahre 1979.

Hinsichtlich der Bemessungsregeln orientieren sich von Sperling & Gonçalves (2005) an denen vom CIWEM (1996) und geben zusätzlich detaillierte Angaben zum verfahrensabhängigen Schlammanfall und dessen Charakteristik in einer Schlammliste, ähnlich des DWA-Merkblatts 368 (2014). Eine eindeutige Empfehlung zur Ermittlung des Bemessungsrohschlammanfall aus vorliegenden Betriebsdaten wird nicht gegeben.

Goodman (1999) gibt zur Überprüfung des gewählten Schlammalters eine empirische Gleichung (Gl. 7-5), die bereits im Unterabschnitt 7.1.3 erläutert wurde. Die Formel gilt für Rohschlämme mit einem Glühverlust von ca. 65 – 70 %. Des Weiteren unterteilt Goodman die empfohlenen Schlammalter nach der Art des Rohsubstrates (s. Tabelle 7.6),

- den Primärschlamm (PS),
- den Überschussschlamm (ÜS) oder
- das Gemisch (PS + ÜS).

Im Handbuch “Manuals of British Practice in Water Pollution Control” (WPC, 1979) sind nur Empfehlungen für eine zweistufige Faulung gegeben, in der der zweite Faulbehälter zur Phasentrennung und Notspeicher genutzt wird. Eine Unterscheidung in der Begrifflichkeit und der Verfahrenstechnik erfolgt im Unterabschnitt 11.3.2.

7.2.3 Rechnergestützte Modelle zur Bemessung

Da die Faulung ein asymptotisch verlaufender biologischer Abbauprozess ist, wird der spätere Phasenbereich technisch bedeutungslos. Im DWVK-M 368 (2003) wird deshalb mit der technischen Faulgrenze der theoretische Endpunkt definiert.

Die reaktionskinetischen Zusammenhänge in Bezug auf die Hydrolyserate nach DWA-M 368 (2014) sind in Abschnitt 2 kurz beschrieben.

Der Abbau von festen Substraten im Faulbehälter ist oftmals eine Reaktion erster Ordnung. Die zu faulenden Substrate bestehen aus mehreren Fraktionen mit unterschiedlichen Abbaukonstanten. Der Abbau von löslichen Substraten wie Glycerin oder Glucose wird oft durch eine Monod-Kinetik beschrieben, die gegebenenfalls um einen Hemmterm erweitert werden kann. Der Abbau von hydrophoben Substraten (z. B. Fetten und Ölen), die eine zusätzliche Phase im Faulbehälter erzeugen, kann mittels Stofftransportansätzen beschrieben werden (Stofftransport-Limitation). Die Löslichkeit von hydrophoben Substraten ist meist gering. Der folgende Abbau des löslichen Anteils kann durch eine Reaktion erster Ordnung beschrieben werden (VDI 4630, 2006).

Die VDI-Richtlinie 4630 (2006) setzt für die Modelle quasi ideale Bedingungen bzw. die Betrachtung von Einzelsubstraten in einem Mischmilieu voraus.

Mitsdörffer (1991) entwickelte ein kinetisches Modell, das er auch nach dem Ansatz von Monod angepasst hat. Dabei setzte Mitsdörffer den Inertanteil der organischen Fraktion im

Rohschlamm als Bezugsgröße an und konnte ein kritisches Schlammalter $t_{TS,krit}$ von 13 Tagen für die konventionelle mesophile Faulung bei einer durchschnittlichen Rohschlammqualität feststellen. Je nach Anlagengröße ist ein Stoßfaktor für das minimale Schlammalter zwischen 1,1 und 1,5 zu wählen (14 Tage bis 20 Tage).

Erste Modelle zur Abbaukinetik wurden ab 1974 veröffentlicht. Schon seit langem erfolgen Bemühungen, das Faulbehältervolumen mit Berechnungsmodellen zu ermitteln. Mittlerweile wurde eine große Anzahl an Modellgrundlagen entwickelt (Jumar et al., 2004).

1997 gründete sich die „IWA Anaerobic Digestion Modelling Task Group“ mit dem Ziel, ein allgemein gültiges anaerobes Abbaumodell zu erstellen, das ADM1 (Anaerobic Digestion Modell No. 1), in der mithilfe biochemischer aber auch physikalisch-chemischer Prozesse der vierstufige Abbau von der Hydrolyse bis zur Methanogenese beschrieben werden sollten. Implementiert wurde im ADM1 eine Differential- und algebraische Gleichung, die 26 dynamische konzentrationsabhängige Zustandsvariablen und acht implizite algebraische Variablen pro Reaktor umfasst, oder als reine Differentialgleichung mit 32 konzentrationsabhängigen Zustandsvariablen (Batstone et al., 2002).

Die Entwicklung der anaeroben Abbaumodelle wurde mit teils lückenhaften Kenntnissen der einzelnen biochemischen Prozesse weiter fortgeführt. Doch aufgrund der komplizierten Modellgrundlagen wird deren praktische Anwendbarkeit infolge der Vielzahl der Parameter und diverser Stoffgruppen in Frage gestellt (Jumar et al., 2004).

Wegen der hier im Vorfeld beschriebenen zahlreichen Einflussfaktoren, wie beispielsweise Rohschlammmanfall, Temperatur, Durchmischung und besonders der Schlamminhaltsstoffe sowie deren gegenseitige Beeinflussung, kann die Abbaukinetik bisher nicht exakt erfasst werden. Da diese Kennzahlen hinsichtlich ihrer optimalen Berücksichtigung zu unterschiedlichen Ergebnissen führen, ist für die Bemessung meist ein Kompromiss zu wählen.

Für das komplexe Ineinandergreifen der Prozesse in der Schlammfaulung ist eine umfassende Modellierung des Gesamtprozesses für Bemessungszwecke heutzutage noch nicht möglich. Besonders in ESTL gestaltet sich die Erstellung der benötigten speziellen Parametersätze für die Modelle als schwierig, da oft kaum Daten vorliegen.

In Anlehnung an den Bemessungsablauf im DWA-M 368 (2014) ist bei sachgerechter Ermittlung bzw. Abschätzung des Schlammmanfalles und dessen Eigenschaften unter Ansetzung des empfohlenen Bemessungsschlammalters eine hinreichend genaue Dimensionierung möglich. Der hohe Aufwand mittels komplexer Computermodele, die eine Eingabe vieler Variablen erfordern, um nach der Abbaukinetik eine Bemessung durchzuführen, ist zum jetzigen Zeitpunkt nicht praktikabel.

7.3 Ermittlung des Bemessungsrohschlammanfalls

In diesem Abschnitt soll der für die Bemessung erforderliche Anfall an Rohschlamm behandelt werden. Die Abschätzung möglichst genauer Schlamm-mengen ist entscheidend, um einen Faulbehälter wirtschaftlich dimensionieren zu können. Deshalb wird der Auswertung von Eingangsdaten besondere Aufmerksamkeit gewidmet.

7.3.1 Verfügbarkeit und Qualität von Eingangsdaten

Bei der Neuplanung von Kläranlagen ist oft nur ein begrenzter Umfang an Eingangsdaten vorhanden. Die für die Bemessung erforderlichen Eingangswerte bedürfen einer sorgfältigen Erhebung und Überprüfung. Zur Verfügung stehende Daten sind im Hinblick auf Plausibilität und Belastbarkeit zu überprüfen und ggf. zu hinterfragen. Abwassertechnische Besonderheiten sind ebenso zu untersuchen wie etwaige Daten zum Schlammanfall (Mengen und Feststoffgehalte). Zu beachten sind die international abweichenden Probenahme- und Analysemethoden (vgl. 5.3.3).

Scheer et al. (2016) nennen folgende Aspekte, die bei den Eingangsdaten im Zulauf der Kläranlage zu berücksichtigen sind:

- Umfang an Eingangsdaten
 - Häufig sind nur wenige Basiswerte verfügbar, sodass Annahmen für fehlende Angaben getroffen werden müssen.
- Bezugsgröße der Daten
 - Die Form der Probenahme als Stich- oder Mischproben wie auch die Erstellung von Mischproben mit durchflussproportionalen oder zeitproportionalen Proben-sammlern sind häufig unklar
 - statistisch eindeutig ermittelte Angaben sind oftmals nicht verfügbar, z. B. die als Bemessungsgrößen verwendeten, an 85 % der Tage unterschrittenen täglichen Schmutzfrachten.
- Qualität/Reproduzierbarkeit der Daten
 - Neben den zuvor genannten Unterschieden in der Probenahme ist häufig die Analyse-methode zur Bestimmung der Parameter nicht angegeben.
- Wahrscheinlichkeit prognostizierter Daten
 - Prognosen über ambitioniertes Wachstum sind oftmals kaum nachvollziehbar (z. B. Anschlussgrade und Wassermengen).
- Validierbarkeit der Eingangsdaten
 - Erschwerte Plausibilitätsprüfung durch fehlende Angaben zu spezifischen Besonderheiten im Abwasserzufluss (z. B. Anteile an Industrieabwasser und Fremdwasser)

Nach Scheer et al. (2016) haben Auswertungen internationaler Ausschreibungen für Kläranlagen gezeigt, dass insbesondere in weniger industrialisierten Ländern ein begrenzter Umfang an Eingangsdaten sowie eine oft fehlende Dokumentation zu deren Ermittlung eine besondere Herausforderung an die Bemessung von Kläranlagen und Kläranlagenteilen darstellen.

Über den Abgleich mit der Anzahl der angeschlossenen Einwohner und deren spezifischem Wasserverbrauch sowie durch das Vergleichen typischer Korrelationen zwischen verschiedenen Parametern lässt sich die Aussagekraft der Datengrundlage bewerten. Ebenso sollten Bilanzierungen von Stoffströmen durchgeführt werden (Scheer et al., 2016). In diesem Zusammenhang erwähnen Scheer et al. (2016), dass die in Deutschland übliche Definition der Ausbaugröße von Kläranlagen über frachtspezifische Einwohnerwerte (z. B. $EW_{BSB,60}$ mit einer spezifischen Fracht von $60 \text{ g BSB}_5/(E \cdot d)$) in anderen Ländern häufig keine Verwendung findet. Dort wird zum Teil die Ausbaugröße über den Abwasserzufluss Q_d (in m^3/d) angegeben.

Für die Validierung von Werten empfiehlt es sich, diese durch eigene Messungen vor Ort zu überprüfen. Im Hinblick auf die Planung der anaeroben Schlammstabilisierung sollten möglichst

- der Schlammanfall überprüft,
- die Feststoffkonzentration des anfallenden Schlammes sowie
- ggf. auch etwaige Veränderungen durch vorhandene Formen der Speicherung/Stapelung berücksichtigt und
- die anfallenden Rohschlämme auf deren Faulverhalten untersucht werden.

Die allgemeinen Bemessungsansätze dienen in erster Linie für die Bemessung von Faulbehältern rein kommunaler Kläranlagen. Da jedoch bei der Auslegung von Faulbehältern neben dem Schlammvolumen auch die Rohschlammzusammensetzung berücksichtigt werden sollte, um den Einfluss beeinträchtigender Teilströme (Anteil Industrierwasser etc.) im Schlamm entsprechend den örtlichen Anforderungen zu modifizieren, rät Dichtl (2015b) zur Durchführung von Faulversuchen mit halbtechnischen Versuchsanlagen. Diese Empfehlung ist auch im DWA-Regelwerk zu finden (ATV-DVWK-M 368, 2003).

7.3.2 Bemessungsrelevanter Rohschlammanfall

Neben den Klärschlämmen fallen bei der mechanischen Abwasserreinigung auch Reststoffe wie Rechen-, Sandfang- und Siebgut sowie Öle und Fette an. Diese Reststoffe eignen sich mehr oder weniger zur Co-Vergärung in der anaeroben Stabilisierung. Diese zusätzlichen Stoffströme sind dem Bemessungsrohschlammanfall aufzuschlagen. Der Einfluss hoher Umgebungs- und Abwassertemperaturen auf Abwasser- und Schlamminhaltstoffe, z. B. Vorabbau an organischen Stoffen in der Kanalisation und in der mechanischen

Reinigung, wurde im Unterabschnitt 2.2.4 bereits behandelt. Der Rohschlammanfall unterliegt auf kleineren Kläranlagen (< GK 5) prinzipiell größeren Schwankungen in Menge und Qualität (DWA-M 368, 2014).

Primärschlammanfall

Der Primärschlamm fällt in der mechanischen Reinigung durch Sedimentationsvorgänge im Vorklärbecken an. Die im Primärschlamm enthaltene Feststofffracht ist abhängig vom Feststoffabscheidegrad, der wiederum abhängig von der Durchflusszeit der Vorklärung bei Trockenwetter ist. Aus dem maximalen 2-Stunden-Durchfluss bei Trockenwetter wird die Durchflusszeit $t_{VK,T,max2hM}$ berechnet (DWA-M 368, 2014). Die ungelösten Bestandteile, die sich aus dem Abwasser in der Vorklärung absetzen, bestehen aus gut absinkbaren mineralischen Anteilen und aus organischen Partikeln, die meist flockend mit veränderten Sinkgeschwindigkeiten sedimentieren.

Bauerfeld (2012a) untersuchte verschiedene empirische Modellansätze, um durch das (temperaturbeeinflusste) Absetzverhalten im Absetzbecken den Primärschlammanfall ermitteln zu können (vgl. 4.1.3). Dabei kam Bauerfeld zu dem Schluss, dass eine Abschätzung der Primärschlammmenge nach den in den Modellen idealisierten physikalischen Ansätzen nicht hinreichend genau ist. Bei der Betrachtung des Temperatureffektes wurde lediglich der Ansatz Christoulas et al. (1998) weiterverfolgt, um die Absetzleistung bei der Primärschlammproduktion in Abhängigkeit von der Temperatur abschätzen zu können. Bauerfeld stellte fest, dass bei Feststoffkonzentrationen im Zulauf der Vorklärung bis zu 500 mg TS/L ein signifikanter Einfluss der Temperatur feststellbar ist. Bei 400 mg TS/L im Zulauf ergab sich eine um 28 % höhere Absetzleistung bei Abwassertemperaturen von 25 °C im Vergleich zu 15 °C.

Biochemische Umsetzungsetzungsprozesse steigen mit der Höhe der (Abwasser-) Temperatur. In der Vorklärung kann es zu einem ungewollten Einsetzen anaerober Abbauvorgänge kommen, wenn die Aufenthaltszeiten im Schlammtrichter sehr hoch sind. Bei Abwassertemperaturen über 25 °C wird deshalb eine verkürzte mittlere Aufenthaltszeit im Schlammtrichter von etwa vier bis sechs Stunden bzw. ein mindestens vier- bis sechsmaliger täglicher Abzug empfohlen (Dellbrügge et al., 2016a).

Überschussschlamm

Für die biologische Abwasserreinigung ist der Rückhalt an Biomasse erforderlich, um ausreichende Generationszeiten für die Mikroorganismen zu erreichen (aerobes Schlammalter). Die Entkopplung der Feststoffe vom Abwasserstrom ist für konventionelle Belebungsanlagen mittels Nachklärung wie auch für biologische Verfahren zur Abwasserreinigung mit sessiler Biomasse erforderlich (z. B. Tropf- und Tauchkörperverfahren). Durch die im Abwasser ständig zugeführten organischen Stoffe entsteht ein Biomassenzuwachs, der im

Milieu durch Nahrungsangebot und Wachstumsgeschwindigkeiten bestimmt wird. Der Überschuss wird abgezogen und der Schlammbehandlung zugeleitet.

Neben dem aktuellen DWA-A 131 (2016) zur Bemessung des Schlammalters und der Überschussschlammproduktion werden häufig noch die Ansätze von Tchobanoglous et al. (2014, USA), von Sperling (2005), der Water Research Commission (WRC, 1984, Südafrika) und der Hochschulgruppenansatz (HSG, 1989) angewendet (Bauerfeld, 2012a). Mit zunehmender Abwassertemperatur verringert sich der Überschussschlammanfall und umgekehrt (DWA-M 368, 2014).

Üblicherweise wird bei der Ermittlung der erzeugten Überschussschlammmengen die Abwassertemperatur, die Einfluss auf die produzierten Schlammmengen hat, je nach Ansatz unterschiedlich stark mittels reaktionskinetischer Parameter mit einbezogen. Bauerfeld (2012a) untersuchte verschiedene Berechnungsmodelle zum temperaturabhängigen Überschussschlammanfall. Bis auf den Ansatz der WRC (1984) war der Temperatureinfluss auf den Überschussschlammanfall lediglich gering. Die Ergebnisse von Bauerfeld sind in Tabelle 7.7 zusammengefasst.

Mit der 2016 abgeschlossenen Novellierung des DWA-Arbeitsblattes 131 konnte Wichern et al. (2016) im DWA-Themenband T4/2016 feststellen, dass die Berechnung der Überschussschlammproduktion auch für den erweiterten Temperaturbereich (5 °C bis 30 °C) analog zum Arbeitsblatt DWA-A 131 (2016, Gültigkeitsbereich 8 °C bis 20 °C) erfolgen kann (Wichern et al., 2016). Zudem fanden Wichern et al. (2016) heraus, dass die Überschussschlammproduktion bei Temperaturen um 30 °C oft größer ist als erwartet. Durch lange Fließwege in den Kanalnetzen und erhöhte Temperaturen des Abwassers ist ein erhöhter Vorabbau des CSB zu erwarten (s. 4.1.3). „Aus diesem Grund werden bei $T_w > 25$ °C ausdrücklich Messungen für den mineralischen TS sowie für den inerten partikulären CSB ($X_{\text{CSB, inert}}$) im Zulauf empfohlen“ (Wichern et al., 2016, s. auch CSB Fraktionierung im DWA-A131, 2016).

Für die Bemessung der Schlammbehandlung in Deutschland wird im DWA-M 368 empfohlen, den ÜS Anfall bei einer Abwassertemperatur von 10 °C anzusetzen. Wegen des hohen Puffervermögens für Überschussschlamm in Belebungsanlagen seien keine weiteren Zuschläge erforderlich (DWA-M 368, 2014).

Bei den vorhandenen Daten unter den in Deutschland üblichen Randbedingungen empfiehlt das DWA-M 368 (2014) den im Jahresmittel anfallenden Überschussschlamm auf Basis der Medianwerte der Frachten (50-Perzentile) zu berechnen, indem die Werte für 10 °C und 20 °C einfach und die Werte für 15 °C doppelt gewichtet werden (DWA-M 368, 2014). Der jährliche Überschussanfall wird zur Erstellung von Verwertungskonzepten (z. B. Planung einer solaren Klärschlamm Trocknung) und zur Abschätzung der Entsorgungskosten herangezogen.

Schlammanfall aus Schlammlisten

„Für die Belastung häuslichen Abwassers besteht je nach den Randbedingungen für seine Sammlung und Ableitung eine nicht unerhebliche Bandbreite, die sich in Tages-, Wochen- und Jahresganglinien niederschlägt“ (Dichtl, 2015a).

Aus praktischen Erfahrungen lassen sich dennoch für die Inhaltsstoffe häuslichen Abwassers Mittelwerte und Perzentile bilden, die auch für den Klärschlammanfall korrespondierende Werte ergeben. Es ist zu prüfen, ob die Werte in der Einzelfallanwendung zutreffen, sodass die Voraussetzungen einer solchen mittleren Belastung vorliegen (Dichtl, 2015a).

Die Zusammenhänge zwischen den Betriebsbedingungen der Abwasserreinigung und den sich daraus ergebenden Daten für einen zu erwartenden Schlammanfall und seiner Beschaffenheit werden oft in sogenannten Schlammlisten zusammengefasst. Die Angaben werden rechnerisch ermittelt oder beruhen zum Teil auf Erfahrungswerten und statistischen Erhebungen. Die in Deutschland bekannteste Zusammenstellung von Schlamm-mengen ist die Schlammliste von Imhoff, die 1993 je nach Behandlungsform für die verschiedenen Schlammarten und -zustände die Parameter Feststoffanfall ($g/(E \cdot d)$), Feststoffgehalt (%), Wassergehalt (%) und Schlammanfall ($L/(E \cdot d)$) umfasste (Imhoff & Imhoff, 1993). Später wurde der Wassergehalt durch den Glühverlust (%) ersetzt (Imhoff & Imhoff, 2007).

Das ATV-DVWK-M 368 von 2003 bezog gegenüber der Imhoff-Schlammliste die weiterentwickelten Verfahrenstechniken mit ein, da u. a. aufgrund von Sicherheitszuschlägen die Werte teils zu pauschal waren (ATV-DVWK-M 368, 2003). Für ausgewählte Bemessungsschlammalter ($t_{TS,Bem} = 5 \text{ d}, 10 \text{ d}, 15 \text{ d}, 25 \text{ d}$) wurden in Abhängigkeit von der Aufenthaltszeit des Abwassers in der Vorklärung Schlammanfall und -beschaffenheit beschrieben. Mit der Novellierung des ATV-DVWK-M 368 (2003) wurde die damalige Schlammliste des Merkblattes im neuen DWA-M 368 (2014) nochmals erweitert.

Der Schlammanfall aus Belebungsanlagen wurde nach dem ATV-DVWK-A 131 (2000) ermittelt, der Tropf- oder Tauchkörperschlamm aus dem ATV-DVWK-A 281 (2001). „Es wird deutlich, dass in Abhängigkeit von der jeweiligen Schlammart (Primär-, Sekundär- respektive Tertiärschlamm), den jeweiligen Betriebsbedingungen, den Reinigungszielen, der Erfordernis der zusätzlichen Kohlenstoffdosierung zur Denitrifikation sowie des gewählten Fällmittels drastische Unterschiede zu erwarten sind“ (Dichtl, 2015a).

In der neuen Schlammliste wurden gegenüber der aus 2003 temperaturabhängige Angaben zum Schlammanfall gemacht. Dabei wurden zu den einzelnen Betriebsbedingungen der Abwasserreinigung Angaben für jeweils drei Abwassertemperaturen ($T_w = 10 \text{ °C}, 15 \text{ °C}, 20 \text{ °C}$) getätigt (vgl. Tabelle A.2 im Anhang A.2)). Der Schlammanfall in der Vorklärung wird allerdings nicht temperaturabhängig, sondern nur über die Aufenthaltszeit differenziert.

Bauerfeld (2012a) untersuchte verschiedene Ansätze, die mithilfe reaktionskinetischer Parameter den Primär- und Überschussschlammanfall für den erweiterten Temperaturbereich ($\leq 10\text{ °C}$ und $> 20\text{ °C}$) ermitteln, und fasste die Ergebnisse in Tabelle 7.7 zusammen.

Tabelle 7.7: Tabelle von Bauerfeld (2012a) zum spezifischen PS- und ÜS-Anfall [g TR/(E · d)] nach diversen Berechnungsmodellen im Vergleich zur Schlammliste aus dem ATV-DVWK-M 368 (2003).

Schlammart und Herkunft	5 °C	10 °C	15 °C	20 °C	25 °C	30 °C
Primärschlamm						
ATV-DVWK-M 368 (2003) ^{a)}	--	--	35	--	--	--
Berechnet nach						
Christoulas et al. (1998) ^{b)}						
mit $X_{TS,ZV} = 200\text{ mg/L}$	--	--	6,1	9,1	13,3	--
mit $X_{TS,ZV} = 400\text{ mg/L}$	--	--	30,5	34,9	39,4	--
mit $X_{TS,ZV} = 600\text{ mg/L}$	--	--	62,0	65,2	67,2	--
Überschussschlamm^{c)}						
ATV-DVWK-M 368 (2003) ^{c)}	--	39,4 ^{a,d)}	41,1 ^{a,e)}	--	--	--
Berechnet nach:						
ATV-DVWK-A 131 (2000)	39,1	40,0	41,0	41,9	42,9	43,8
A 131 nach Orth et al. (2009)	36,5	39,2	41,2	41,8	41,9	42,1
Tchobanoglous et al. (2003)	39,8	40,3	40,6	40,5	40,1	39,5
WRC (1984)	40,7	40,4	42,5	45,3	47,8	49,3

a) Für $t_{VK} = 1,0\text{ h}$

b) bei einem spezifischen Wasseranfall von $200\text{ L}/(\text{E} \cdot \text{d})$

c) Abwasserzusammensetzung gemäß Tabelle A.1 im Anhang

d) berechnetes Mindestschlammalter 10 d; Angabe für 15 °C und $t_{TS} = 10\text{ d}$ mit $37,2\text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$ wird bei Abwassertemperatur von 10 °C gemäß ATV-DVWK-M 368 um 5,5 % erhöht

e) berechnetes Mindestschlammalter 6,1 d; Angabe in ATV-DVWK-M 368 bei 15 °C allerdings für $t_{TS} = 5\text{ d}$

Die untersuchten Modelle waren ausschließlich für die biologische Abwasserreinigung als Belebungsverfahren mit BSB-Elimination und Nitrifikation gültig. Für das temperaturbezogene aerobe Schlammalter, das es zu berechnen galt, um daraus den jeweiligen Überschussschlammanfall zu ermitteln, führte Bauerfeld eine exemplarische Berechnung (Schmutzfracht nach ATV-DVWK-A 131, $t_{VK} = 1\text{ h}$) mit gewählten Eingangsparametern durch. Die Eingangsparameter sind der Tabelle A.1 aus dem Anhang zu entnehmen.

Bauerfeld (2012a) fand heraus, dass sich bis auf den Ansatz der WRC (1984) durch erhöhte Temperaturen nur geringe Steigerungen beim Überschussschlammanfall in den Berechnungsmodellen ergaben. In der Tabelle A.2 (DWA-M 368, 2014) ist aus den angegebenen Werten keine strikte Zunahme des Überschussschlammanfalls mit Höhe der Abwassertemperatur zu erkennen. In Tabelle A.2 unter „N-Elimination“ ($t_{TS,Bem} = 10$ d; $T_{Bem} = 12$ °C) ist die höchste Schlammproduktion bei Temperaturen von $T = 15$ °C zu vermuten, da der Schlammanfall nach 10 °C und 20 °C hin abnimmt. Bauerfeld (2012a) führte die Nachweise mit einem variablen Mindestschlammalter $t_{TS,aerob}$ aus, das je nach Temperatur ermittelt und zur Bestimmung des Schlammanfalls herangezogen wurde. In der Schlammliste des DWA-M 368 (2014, s. Tabelle A.2) bezieht sich der temperaturabhängige Schlammanfall aber auf das (gleiche) Bemessungsschlammalter von $t_{TS,Bem} = 10$ Tagen.

Bei hohen Temperaturen von $T_W = 20$ °C und relativ hohem Bemessungsschlammalter ($t_{TS,Bem} = 10$ d) startet die Selbstzehrung des Schlammes deutlich früher als z. B. bei 10 °C, mit der Folge eines einsetzenden aeroben Stabilisierungsprozesses (wie bei der gemeinsamen simultanen aeroben Schlammstabilisierung). Demnach wird die im Verfahren gewachsene heterotrophe Bruttobiomasse innerhalb des Bemessungsschlammalters auch wieder aerob/anoxisch oxidiert (Wichern et al., 2016). Zwar eignet sich das oben vorgegebene Bemessungsschlammalter nicht zur Schlammstabilisierung, aber zu einer Reduzierung der Schlammmasse.

Die Reduzierung soll mit der Gleichung (Gl. 7-6) verdeutlicht werden. Für das Reinigungsziel aerobe Schlammstabilisierung mit Nitrifikation gilt nach DWA-M 131 (2016) das Bemessungsschlammalter:

$$t_{TS,Bem} \geq 20 \cdot 1,072^{(12 - T)} \quad [\text{in d}] \quad (\text{Gl. 7-6})$$

Für $T_W = 20$ °C ergäbe sich ein aerobes Schlammalter bzw. eine Stabilisierungsdauer von 11,5 Tagen. Das in der Schlammliste des DWA-M (2014, Tabelle A.2) angegebene Schlammalter von $t_{TS,Bem} = 10$ d ist unwesentlich geringer, sodass bei $T_W = 20$ °C der Überschussschlammanfall geringer ist als bei $T_W = 15$ °C.

Als Schlussfolgerung bleibt festzustellen, dass sich mit steigender Abwassertemperatur der Schlammanfall prinzipiell erhöht, er sich jedoch aufgrund der Einhaltung von Bemessungsvorgaben in der Praxis ab einem gewissen Schlammalter verringert.

Von Sperling & Gonçalves (2005) erstellten eine umfangreiche Schlammliste aus verschiedenen Literaturquellen zusammen, die hier in Tabelle 7.8 auf die für die anaerobe Schlammstabilisierung relevanten Schlämme zusammengefasst wurden. Die von Sperling

(2005b) herangezogene relevante Abwassertemperatur ist $T_w = 20\text{ °C}$, die auch vorwiegend in der Schlammliste der verwendeten Primärliteratur (bis auf U. S. EPA, 1979, 1987) als Grundlage herangezogen wurde.

Tabelle 7.8: Zusammenfassung der Schlammliste von v. Sperling & Gonçalves (2005) über Schlammcharakteristika und -mengen von Schlämmen, die anaerob stabilisiert werden können (Auszug).

Abwasserreinigungssystem	Feststoff zu CSB-Verhältnis	Feststoffgehalt	einwohnerspezifischer Schlammfeststoffanfall ^{a)}	
	kg TS/kg CSB _{zu}	% TS	g TS/(E · d)	Schlammmanfall ^{b)} L/(E · d)
Vorklärung (konventionell)	0,35 - 0,45	2 - 6	35 - 45	0,6 - 2,2
Konventionelles Belebtschlammverfahren				
Primärschlamm PS	0,35 - 0,45	2 - 6	35 - 45	0,6 - 2,2
Überschussschlamm ÜS	0,25 - 0,35	0,6 - 1,0	25 - 35	2,5 - 6,0
Rohschlamm (PS + ÜS)	0,60 - 0,80	1 - 2	60 - 80	3,1 - 8,2
Tropfkörperverfahren				
Primärschlamm PS	0,35 - 0,45	2 - 6	35 - 45	0,6 - 2,2
Überschussschlamm ÜS	0,20 - 0,30	1 - 2,5	20 - 30	0,8 - 3,0
Rohschlamm (PS + ÜS)	0,55 - 0,75	1,5 - 4,0	55 - 75	1,4 - 5,2
Tauchkörperverfahren (belüftet)				
Primärschlamm PS	0,35 - 0,45	2 - 6	35 - 45	0,6 - 2,2
Überschussschlamm ÜS	0,25 - ,035	0,6 - 1,0	25 - 35	2,5 - 6,
Rohschlamm (PS + ÜS)	0,60 - 0,80	1 - 2	60 - 80	3,1 - 8,2

^{a)} 0,1 kg CSB/(E · d) und 0,06 kg SS/(E · d) angenommen

^{b)} Liter Schlamm pro Einwohner und Tag = $[(g\text{ TS}/(E \cdot d))/(TS\text{ in } \%)] \times (100/1000)$; bei einer angenommenen Dichte von 1.000 kg/m³

QUELLEN: Qasim (1985), EPA (1979, 1987), Metcalf & Eddy (1991), Jordão & Pessoa (1995), Gonçalves (1999).

In Tabelle 7.8 wurde bei den Angaben zur Schlammcharakteristik und -mengen beim Belebungsverfahren nicht nach Reinigungsziel (C-Elimination, Nitrifikation und Denitrifikation) unterschieden, deshalb lässt sich nur der Gesamtschlammmanfall (PS + ÜS) bei $T_w = 20\text{ °C}$ direkt vergleichen. Für den Gesamtschlammmanfall bei 20 °C beim Belebungsverfahren gibt die Schlammliste des DWA-M 368 (2014) einen Bereich 72 bis 79 g TR/(E · d) bei 85 %-Perzentilen und bis 59 bis 62 g TR/(E · d) bei 50 %-Perzentilen an. Somit ist der Schlammmanfall in Tabelle 7.8 verallgemeinert mit 60 bis 80 g TR/(E · d) ungefähr identisch.

Bei Tropf- und Tauchkörperverfahren gibt das DWA-M 368 (2014) für den Überschussschlamm 30 g TR/(E · d) für 85 %-Perzentile (24 g TR/(E · d) für 50 %-Perzentile) an. Von

Sperling & Gonçalves (2005) unterscheiden die beiden Verfahren und geben in ähnlicher Bandbreite für Tropfkörper einen Überschussschlammanfall von 20 bis 30 g TS/(E · d) und für belüftete Tauchkörper 25 bis 35 g TR/(E · d) an.

Insgesamt sollte bei der Verwendung von Schlammlisten genau hinterfragt werden, inwiefern eine Anwendbarkeit gegeben ist. Dies gilt insbesondere bei der Verwendung als Bemessungsparameter. Sollten keinerlei Abwasser-, Schlamm- oder Betriebsdaten zur Verfügung stehen, so wird empfohlen, Voruntersuchungen durchzuführen und (ggf. regionale) Schlammlisten mit Bedacht in den Kontext einzubeziehen.

Die Kennzeichnung im Bild 8.1 basiert auf Klimadaten verschiedener Regionen, die im Hinblick auf einen möglichst konstanten Jahrestemperaturverlauf sowie auf eine hohe durchschnittliche Tagestemperatur und Nachttemperaturen ausgewählt wurden. Die Rohdaten wurden unter thermodynamischen Gesichtspunkten überschlägig mit einer Faulstufe für 100.000 E dahingehend abgeglichen, ob ein beheizter Betrieb ohne Wärmedämmung möglich wäre. Faulbehälter, die aufgrund konstant hoher Abwasser- und Umgebungstemperaturen gänzlich unbeheizt betrieben werden könnten, bildeten dabei Einzelfälle. Eine Entscheidungshilfe, ob eine Sonderbetriebsform (ohne Wärmedämmung/unbeheizt) in die planerische Auswahl mit aufgenommen werden kann, ist im Unterabschnitt 11.2.4 zu entnehmen.

Eine Bemessung von Faulbehältern für den mesophilen Temperaturbereich von 35 °C bis 40 °C erfolgt in Deutschland nach DWA-M 368 (2014) „Biologische Stabilisierung von Klärschlamm“. Auch im Bereich unter 35 °C wurde seit längerem Forschung betrieben, jedoch wurden noch keine bemessungsrelevanten Regeln aufgestellt. Die These aus vorangegangenen Untersuchungen, dass auch eine hinreichende Schlammstabilisierung bei Faultemperaturen von < 35 °C wirtschaftlich möglich ist, bildet die Grundlage dieser Arbeit. Bauerfeld (2012) hat zuletzt die Bedeutung dieses relevanten Temperaturbereichs hervorgehoben. Ein Faulbetrieb ist auch bei Umgebungstemperaturen oberhalb von 25 °C ohne Schlammaufheizung möglich, wenn das erforderliche Schlammalter eingehalten wird (Bauerfeld, 2012).

Daher ist das Ziel die Entwicklung von Bemessungsregeln für den Bereich von 34 °C bis 25 °C.

Dafür wurden mit fünf Faulbehältern im Technikumsmaßstab

- gleichzeitig möglichst viele Betriebseinstellungen (Faultemperatur und Faulzeit, einstufig/Kaskade) für den Faultemperaturbereich von 25 – 35 °C untersucht,
- um die Ergebnisse mit den in der Großtechnik üblich eingesetzten anaeroben, mesophilen Milieubedingungen vergleichen zu können.
- Die Realisierung eines kontinuierlichen Betriebs im Technikumsmaßstab sollte ermöglichen, Aussagen
 - o zur Prozessstabilität und
 - o zum Stabilisierungserfolg

unter Praxisbedingungen machen zu können.

Aus den Validierungsuntersuchungen sollen Bemessungshinweise abgeleitet werden, die vor allem, aber nicht ausschließlich, jenseits von der gemäßigten Klimazone verwendet werden können. Zudem werden Hinweise zu planerischen und betrieblichen Aspekten auf Basis der Ergebnisse abgeleitet, wie z. B. ein energieoptimierter Betrieb im Hinblick auf den Gesamtwirkungsgrad der Kläranlage erreicht werden kann.

Außerdem sollte ein anwendbarer saisonaler Faulbehälterbetrieb (Sommer-Winter-Betrieb) durch Festlegungen getroffen bzw. methodisch entwickelt werden. Durch eine Realisierung angepasster Verfahrensweisen in anderen klimatischen Regionen, z. B. durch den Verzicht auf eine Wärmedämmung der Faulbehälter in ganzjährig warmen Regionen (s. Bild 8.1), sollten nachhaltige und/oder wirtschaftlich sinnvolle Klärschlammbehandlungskonzepte entwickelt werden.

Die abgeleiteten Empfehlungen zur Auslegung und Bemessung von Faulbehältern sowie eine Verfahrensbewertung für variierende Randbedingungen werden abschließend zusammengefasst.

9 Durchführung der Untersuchungen

In den folgenden Abschnitten werden das Versuchsprogramm, die verwendeten Versuchsaufbauten sowie die Analysemethoden beschrieben. Die Durchführung im quasi-kontinuierlichen Verfahren wurde in Anlehnung an die VDI-Richtlinie 4630 (2006) „Vergärung organischer Stoffe - Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche“ durchgeführt.

9.1 Versuchsprogramm

Die Untersuchungen wurden mit Klärschlämmen von zwei unterschiedlichen Kläranlagen, die sich in der zentralanatolischen Türkei im warmgemäßigten Klima befanden, durchgeführt. Die Großtechnik und die eingesetzten Faulbehälter im Technikumsmaßstab wurden über den Versuchszeitraum mit den gleichen Rohschlämmen beschickt, um im gleichen Zeithorizont die bilanzierten Ergebnisse miteinander vergleichen zu können.

9.1.1 Abwasserreinigung und Schlammbehandlung in der Türkei – Status Quo

Für die durchgeführten Untersuchungen im Technikumsmaßstab wurden zwei Standorte in der Türkei aufgrund der klimatischen Verhältnisse ausgewählt. Um die Rahmenbedingungen vollständig darstellen zu können, erfolgt an dieser Stelle eine Kurzvorstellung der Türkei. Zudem wird auf die dort vorherrschende Situation eingegangen (u. a. entwicklungspolitisch), die indirekt im Kontext mit den durchgeführten Versuchen steht.

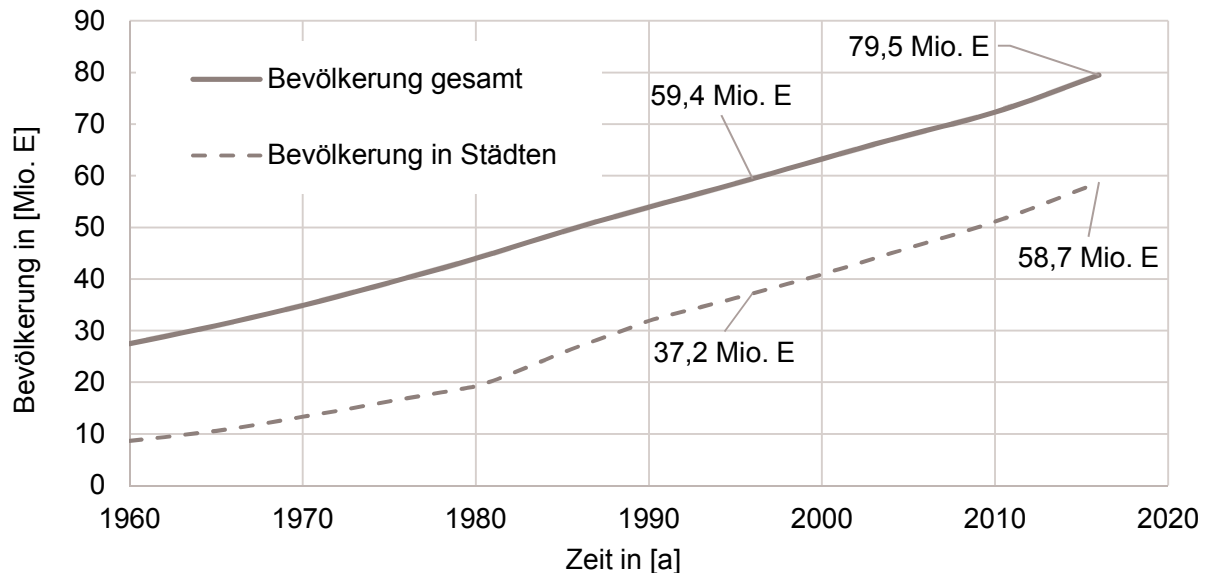
Fakten zur Türkei sind im Überblick aus den Länderinformationen des Auswärtigen Amtes (2017) in der Tabelle 9.1 zusammengefasst.

Tabelle 9.1: Kurzvorstellung Türkei (Auswärtiges Amt, 2017).

Indikatoren	Erläuterung/Information
Ländername	Republik Türkei (Türkiye Cumhuriyeti)
Klima	Anatolisches Hochland: kontinental; Süd- und Westküste: mediterran
Lage	zu 3 % in Europa (Thrazien), zu 97 % in Kleinasien (Anatolien)
Landesfläche	814.578 km ² (etwa 2,3-fache Größe Deutschlands)
Hauptstadt	Ankara, 5.346.518 Einwohner (31.12.2016)
Bevölkerung	ca. 80 Mio. E (Stand: 2016), Wachstumsrate 1,34 %, Ø Alter 31 Jahre ^{a)}
Sprache	Türkisch, z. T. verschiedene kurdische Sprachen

^{a)} davon über ein Drittel (~ 27 Mio. E) lebend in Städten mit über 1 Mio. E (eigene Auswertung).

Die Türkei verbindet geografisch gesehen Europa mit dem Nahen Osten und hat eine beachtliche Fläche mit zwei Meeresküsten. Die Bevölkerungszahlen stiegen seit den 1920er Jahren kontinuierlich an. Lebten 1996 noch rund 59,4 Mio. Menschen in der Türkei, entwickelte sich das Bevölkerungswachstum über die Jahre mit einer linearen Steigung auf heute über 80 Mio. Menschen (vgl. Bild 9.1; World Bank 2017a).



Data sources: United Nations World Population Prospects

Bild 9.1: Bevölkerungsentwicklung in der Türkei von 1960 bis 2016 mit Anteil der in Städten lebenden Einwohner (nach World Bank, 2017b).

Ende 2016 lebten dann bereits rund 79,8 Mio. Menschen dort, das einer Wachstumsrate von 1,34 % und einem Durchschnittsalter von 31 Jahren entspricht (Auswärtiges Amt, 2017). Mit steigenden Einwohnerzahlen nahm auch die Urbanisierung zu. Im Bild 9.1 ist die Entwicklung der Bevölkerung in Städten im Vergleich zu der Gesamtbevölkerung aufgeführt.

Über 90 % der Menschen leben in Städten oder dem direkten Umfeld. Insgesamt mehr als ein Drittel der Gesamtbevölkerung lebt in Städten mit über 1 Mio. Einwohner. Nur ein geringer Teil der Bevölkerung ist in ländlichen Gegenden angesiedelt (vgl. Bild 9.1). Gegenüber 1996 stieg die Anzahl der in Städten bzw. stadtnah lebender Bevölkerung 2016 um 11 %-Punkte auf 74 % (World Bank, 2017b).

Die Türkei wird bei den vielfältigen Bewertungskriterien, die unterschiedlichste Institutionen zur Kategorisierung des Entwicklungsstandes anwenden, überwiegend als ein Schwellenland kategorisiert. Es hat sich neben einer industriellen Entwicklung mittlerweile eine materielle und soziale Infrastruktur ausgebildet. Durch die politischen Veränderungen der letzten Jahre wurde im Sommer 2017 die Staatsform des laizistischen Parlamentarismus in eine autokratische Regierungsform umwandelt. Der politische Einfluss der mehrheitlich sunnitisch-islamischen Religion hat weiter zugenommen.

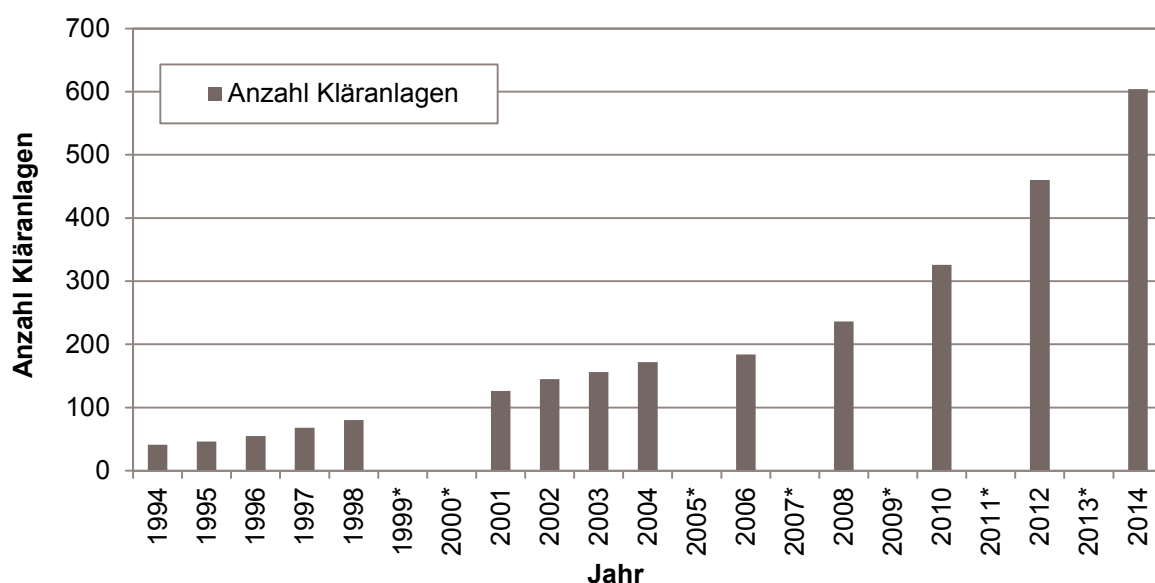
Zur Aufnahme in die Europäische Union muss die Türkei Bedingungen im Hinblick auf ihr politisches System als auch in den Bereichen der Ökonomie und dem Umweltschutz erfüllen. Die Bestrebungen einer Annäherung bzw. Aufnahme in die EU sind mit der autoritären Staatsführung unter Präsident Erdoğan faktisch zum Erliegen gekommen, jedoch werden u. a. die offiziell laufenden Maßnahmen zur Erhöhung der Umweltstandards weiter verfolgt.

Das per Abstimmung beschlossene Präsidialsystem steht in der jetzigen Form in Kontrast zu den demokratischen Werten der EU. Auch wenn viele Gesetzesänderungen immer noch unter Berufung auf Atatürk erfolgen, sind die jetzigen Tendenzen ein Abrücken der politischen Entwicklung von der säkularen und laizistischen Staatsidee Atatürks.

Nachfolgend sind Informationen zur Abwasserreinigung und Schlammbehandlung in einer Kurzübersicht zusammengetragen.

Umweltschutz in der Türkei – Abwassereinigung und Schlammbehandlung

Der Umweltschutz besitzt einen zentralen Stellenwert zur Erfüllung europäischer und internationaler Standards. In diesem Zusammenhang nehmen Abwasserbehandlung und Klärschlammmanagement eine wichtige Rolle ein. In der Vergangenheit wurde mit steigender Verschmutzung der Umwelt und steigendem Druck seitens der Öffentlichkeit 1982 die erste Kläranlage in der Türkei errichtet. Die Anzahl an Kläranlagen erhöhte sich innerhalb von zwölf Jahren auf 45 Anlagen. In den darauffolgenden Jahren ist die Anzahl der Abwasserreinigungsanlagen weiter angestiegen (Bild 9.2), bei einem Anschlussgrad von rund 67 % (Filibeli & Ayol, 2008). Im Jahr 2014 wurden 604 Kläranlagen betrieben (TUIK, 2015).



* keine Datenerhebungen für die gekennzeichneten Jahre

Bild 9.2: Anzahl der Kläranlagen in der Türkei in den Jahren 1994 bis 2014 (nach Bliedung, 2015 auf Grundlage von TUIK, 2015).

Beim Klärschlammmanagement in der Türkei sind die Hauptformen zur Klärschlammbehandlung sowohl die aerobe als auch die anaerobe Schlammstabilisierung, wobei die kostenintensive aerobe Stabilisierung in bestehenden Großkläranlagen (> 100.000 E) zum Teil noch angewendet wird. Bei neueren Großanlagen kommt in der Regel nur noch die anaerobe Schlammstabilisierung mit anschließender Entwässerung zum Einsatz. Großstädte wie Ankara, Antalya, Kayseri, Konya, Malatya und Tuzla/Istanbul konnten in diesem Bereich schon positive Erfahrungen sammeln.

In den meisten Fällen wird der stabilisierte Schlamm deponiert oder landwirtschaftlich verwertet. Eine thermische Verwertung kommunaler Klärschlämme wird nicht durchgeführt; Grenzwerte für Schadstoffe beider Verfahren sind gesetzlich festgehalten. Jede Kläranlage muss in einem jährlichen Bericht die eigenen Messergebnisse über das Umweltministerium veröffentlichen (Filibeli & Ayol, 2008).

Aktuelle Herausforderungen in der Siedlungswasserwirtschaft der Türkei liegen in der o. g. zunehmenden Urbanisierung. Im städtischen Bereich sind notwendige Erweiterungsmaßnahmen auf Kläranlagen und die Erhöhung des Anschlussgrades wichtige Punkte. Des Weiteren werden konzeptionelle Lösungen für die dezentral lebenden Menschen erforderlich.

9.1.2 Versuchsstandorte

Im Rahmen dieses Untersuchungsprogramms konnten keine großangelegten Untersuchungen oder Datensatzerhebungen der orts- bzw. regionsspezifischen Schlammcharakteristika (z.B. CSB/CSB_f, TR/oTR, Kohlenhydrate, Fette und Proteine, Energiegehalt) durchgeführt werden. Die aus den Versuchen in der Türkei erhobenen Rohschlammdaten sind demnach nur bedingt direkt auf andere Regionen übertragbar.

Explizit wurden aufgrund ihrer unterschiedlichen Arten der Klärschlammbehandlung die Hauptkläranlagen der Städte Kayseri und Konya als Versuchsstandort ausgesucht. Wegen ihrer Lage auf einer Hochebene von höher 1.000 m ü. NN verfügten beide Standorte über heiße trockene Sommer und kalte Winterperioden (s. Tabelle 9.2).

Zur Funktionsüberprüfung der Versuchsanlage und deren Einstellungen wurden am Standort in Braunschweig Vorversuche mit Schlämmen der Kläranlage Wolfenbüttel durchgeführt. Die Standortdaten für die Kläranlage Wolfenbüttel ebenfalls mit in Tabelle 9.2 aufgeführt.

Tabelle 9.2: Kurzinformationen zu den Kläranlagen der einzelnen Versuchsstandorte.

Standort	Kayseri, Türkei	Konya, Türkei	Braunschweig
Kläranlage	Kayseri İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi	Konya İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi	Kläranlage Wolfenbüttel
Betreiber	KASKİ - Kayseri Su Ve Kanalizasyon İdaresi	KOSKİ - Konya Su Ve Kanalizasyon İdaresi	ABW - Abwasserbeseitigungsbetriebe Wolfenbüttel
Jahr der Inbetriebnahme	2004	2009 (Faulung seit 2011)	2001
Klima	Warmgemäßigt, sommertrocken, kalte Winter ^{a)}	Warmgemäßigt, sommertrocken, kalte Winter ^{a)}	kühlgemäßigt,
Ausbaugröße Kläranlage	800.000 E (Belastung 1,3 Mio. E) $Q_d \approx 110.000 \text{ m}^3/\text{d}$ (2. Ausbaustufe auf 1,6 Mio. E, geplant f. 2025)	1.000.000 E $Q_d \approx 200.000 \text{ m}^3/\text{d}$	98.000 E, Auslastung bei 59.000 E $Q_d \approx 8.000 \text{ m}^3/\text{d}$
Verfahrenstechnik Abwasserreinigung	Belebtschlammverfahren mit Bio-P, Nitrifikation und Denitrifikation	Belebtschlammverfahren (C-Abbau, Nitrifikation)	Belebtschlammverfahren (Bio-P, Kaskadendenitrifikation)
Verfahrenstechnik Schlammbehandlung	Simultan aerobe Stabilisierung des ÜSS, PS-Faulung bei ca. 37 °C, Faulschlammentwässerung über Bandfilterpressen	Eindickung PS und ÜSS Faulung bei ca. 35 °C, Entwässerung FS (Zentrifuge)	Eindickung PS (stat.) und ÜSS Siebfiltertrommeln Faulung bei ca. 35 °C, Entwässerung FS (Zentrifuge)
Aufenthaltszeitraum Versuchsanlage	Jan. bis Nov. '14	Nov. '14 bis Jul. '15	Mai bis Okt. '14

^{a)} Ein Klimaprofil kann dem Anhang A.3 entnommen werden.

Die in Tabelle 9.2 aufgeführten Informationen zu den drei betrachteten Kläranlagen beschreiben kurz die klimatischen Randbedingungen, deren Ausbaugröße sowie die Art der Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung. Ergänzend zur Tabelle 9.2 sind weitere Informationen zu Abwasserzusammensetzungen im Anhang A.2 in Tabelle A.3 zusammengetragen worden.

Die Beschaffenheit der verwendeten Rohschlämme wird im Unterabschnitt 9.1.3 behandelt.

A. Standort 1: Kayseri

Die ersten Versuchsreihen wurden am Standort Kayseri in Kappadokien durchgeführt. Die Kläranlage am Fuß des Erciyes gilt als Musterbetrieb, wurde aus deutschen Fördermitteln (KfW) teilfinanziert und mit in Deutschland geschultem Personal 2004 in Betrieb genommen (BMZ, 2009).

Im Bild 9.3 ist der Faulbehälter ($V_{FB} = 6.750 \text{ m}^3$) mit dem Gasspeicher ($V_{Gas} = 3.000 \text{ m}^3$, links im Bild) der Hauptkläranlage zu sehen.



Bild 9.3: Primärschlammfaulung und Gasspeicher der Kläranlage Kayseri (Foto: Mieske).

Das auf der Kläranlage Kayseri eingesetzte Verfahren zur anaeroben Schlammstabilisierung war die Primärschlammfaulung. Der Belebtschlamm wurde simultan zur Abwasserreinigung aerob stabilisiert. Die Verfahrenstechnik der Abwasserreinigungs- und Schlammbehandlungsschritte sind in Tabelle 9.3 aufgelistet.

Tabelle 9.3: Übersicht der eingesetzten Verfahrenstechnik auf der KA Kayseri.

Behandlungsstufe	Anzahl	Einheit/ Größe	Beschreibung
<i>Mechanische Reinigung</i>			
Grobrechen	2 + 1	30 mm	90 mm Rechen vor Pumpwerk Zulauf Kläranlage
Feinrechen	2 + 1	10 mm	Rechengutpresse nachgeschaltet
Sand- und Fettfang	4		2 Räumbrücken, belüftet mit Gebläse (2 + 1 480 m³/h)
Vorklärung	2	Ø 35,7 m	je 1 Primärschlammpumpe 50 m³/h
<i>Abwasserreinigung</i>			
Bio-P	1	14.000 m³	Kontaktzeit ca. 0,75 h
Belebung	8 (2 x 4)	à 22.656 m³	Gebläse (3 + 1 16.500 m³/h), Kompressoren (2 7,5 Nm³/h), 4 Mixer je Becken
Nachklärung	4	Ø 59,4 m	Rundbecken mit 2 + 1 Rücklaufschlammumpen (5400 m³/h) und 1 + 1 Überschussschlammumpen (200 m³/h)
<i>Schlammbehandlung</i>			
PS-Eindicker	1	590 m³ Ø 17,3 m	Rundeindicker, Ziel-TR: 4 % bis 7 %, Mazerator vorgeschaltet
Faulbehälter	1	6.750 m³ Ø 21,0 m $T_{\text{Faul}} \approx 37^\circ\text{C}$ $Q_{\text{FG,d}} \approx 22.105 \text{ m}^3/\text{d}$	Form: Kegelstumpf-Zylinder-Kegel Rohschlammheizung: Rohrmantelwärmetauscher, PS-Schlammereinmischung über Rezirkulationskreislauf, Rohschlammpumpe: Exzentrerschneckenpumpen (1 + 1 25 m³/h) Rezirkulation: Exzentrerschneckenpumpen (1 + 1 350 m³/h), Umwälzung: Schraubenschaufler
Nacheindicker	2	1.184 m³ Ø 17,2 m	Rundeindicker: Ziel-TR: 4,6 % Krählwerk, Exzentrerschneckenpumpen (1 + 1 25 m³/h)
Co-Vergärung	1	außer Betrieb	Exzentrerschneckenpumpe für Fette aus Fettfang, Leitung verstopft
<i>Faulschlammmentwässerung</i>			
Bandfilterpressen	4 + 1	700 kg FS/h	Zugabe aus Mischbehälter über Dosierpumpen (4 + 1 70 m³/h), Pumpen für Waschwasser
Polymerstation	2	60 kg/h	Polymerdosierpumpen
<i>Faulgasverwertung</i>			
Faulgasspeicher	1	3.000 m³ Ø 22,5 m	Niederdruckgasspeicher Gasfackel
BHKW	2	V12	Zündstrahlmotor (Nennleistung 408 kW)

Wie der Tabelle 9.3 zu entnehmen ist, wurde der anfallende Primärschlamm statisch in einem Voreindicker auf einen TR von durchschnittlich 2,8 % eingedickt (vgl. auch Tabelle 9.5), um dann anschließend den mesophil betriebenen Faulbehälter (~ 37 °C) in der klassisch europäischen Bauform über den Rohrschlammheizkreislauf zu beschicken. Die

Aufenthaltszeit betrug im Schnitt 27 Tage. Der ausgefaulte Schlamm wurde über eine weitere statische Eindickung in einem Stapelbehälter der Schlammentwässerung zugeführt, wo der Faulschlamm mittels Bandfilterpressen entwässert wurde. Das produzierte Faulgas konnte per Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) über ein BHKW zur Wärme- und Stromproduktion genutzt werden. Die entstandene Abwärme wurde zur Beheizung des Faulbehälters verwendet. Ersatzweise stand ein Öl-Heizkessel als Notheizung zur Verfügung.

Der Faulbehälter wurde kurz vor Beginn der Faulversuche im Technikumsmaßstab aufgrund eines defekten Schraubenschauflers außer Betrieb genommen. Aufgrund diverser Verzögerungen wurde der Faulbehälter erst nach einem Jahr, also nach Beendigung der Versuchsreihen, wieder in Betrieb genommen. Für den Vergleich zwischen Technikumsmaßstab und Großtechnik wurden die großtechnischen Betriebsdaten der Jahre 2011 bis 2013 ersatzweise herangezogen. In der Zeit ohne anaerobe Stabilisierung wurde der Rohschlamm nach der statischen Eindickung direkt entwässert.

B. Standort 2: Konya

Die Hauptkläranlage in Konya mit einer Ausbaugröße von 1 Mio. E war der zweite Versuchsstandort (s. Bild 9.4).



Bild 9.4: Blick vom Faulbehälter auf die Rohschlammeindickung und Vorklärbecken der KA Konya (Foto: Mieske).

Das Abwassereinigungsverfahren (aerobes Schlammalter ca. zwölf Tage) in Konya sah die Elimination von Kohlenstoff und eine Nitrifikation von Stickstoffverbindungen vor. Aus Tabelle 9.4 sind die eingesetzte Verfahrenstechnik der Abwasserreinigungs- und Schlammbehandlungsschritte zu entnehmen.

Tabelle 9.4: Übersicht der eingesetzten Verfahrenstechnik auf der KA Konya.

Behandlungsstufe	Anzahl	Größe/ Einheit	Beschreibung
<i>Mechanische Reinigung</i>			
Grobrechen	2 + 1	30 mm	50 mm Rechen im Zulauf Kläranlage
Feinrechen	2 + 1	6 mm	Rechengutpresse nachgeschaltet
Sand- und Fettfang	4		2 Räumbrücken, belüftet mit Gebläse (2 + 1 480 m³/h)
Vorklärung	4	Ø 44,0 m	je 1 Primärschlammpumpe 53 m³/h
<i>Abwasserreinigung</i>			
Belebung	2	à 39.700 m³	Gebläse (4 + 1 22.100 m³/h), 24 Banana Mixer
Nachklärung	8	6.500 m³ Ø 45,0 m	Rundbecken mit ca. 6 h Aufenthaltszeit, UV-Desinfektion des Ablaufs (z. T. außer Be- trieb)
<i>Schlammbehandlung</i>			
Rohschlamm- eindickung	4	1.400 m³ Ø 21,0 m	Rundeindicker, Ziel-TR: 6 %, Aufenthaltszeit 15 h
Faulbehälter	4	7.000 m³ Ø 21,0 m $T_{\text{Faul}} \approx 35 \text{ }^{\circ}\text{C}$ $Q_{\text{FG,d}} \approx 22.105 \text{ m}^3/\text{d}$	Form: Kegelstumpf-Zylinder-Kegel Rohschlammheizung: Rohrmantelwärmetau- scher, Rohschlammeinmischung über Rezirkula- tionskreislauf RS-Pumpen: Exzentrerschneckenpumpen (4 + 1 30 m³/h), Rezirkulation: Exzentrerschneckenpumpen (4 + 1 400 m³/h) Umwälzung: Schraubenschaufler
Nacheindicker/ Stapelbehälter	1	2.250 m³ Ø 21,0 m	Exzentrerschneckenpumpe (2 30 m³/h), Krählwerk
Co-Vergärung	1	außer Betrieb	Exzentrerschneckenpumpe für Fette aus Fett- fang, Leitung verstopft
<i>Faulschlammmentwässerung</i>			
Dekanter	4	Ziel-TR 27 %	
Polymerstation	2	100 kg/h	Polymerdosierpumpen
<i>Faulgasverwertung</i>			
Faulgasspeicher	2	4.000 m³ Ø 21,0 m	Niederdruckgasspeicher, Entschwefelungsan- lage, Gasfackel
BHKW	3	V12	Zündstrahlmotor (Nennleistung 800 kW)

Die Schlammbehandlung auf der Kläranlage Konya bestand aus einer statischen Eindickung von Primär- und Überschussschlamm und vier parallel betriebenen Faulbehältern in klassisch europäischer Bauform, die auf ca. 35 °C beheizt wurden (Tabelle 9.4). Das bei der Bemessung angesetzte Schlammalter betrug 20 Tage.

Ein Faulbehälter hatte durch einen Sturm Teile der Trapezblech-Abdeckung verloren, so dass die Wärmedämmung im oberen Drittel freigelegt war. Ein erhöhter Energieverbrauch sowie Materialermüdung im Bereich der offenen Stelle und darunter waren zu erwarten.

Über einen nachgeschalteten Rundeindicker wurde der eingedickte Faulschlamm vier Dekantern zur Entwässerung zugeführt. Die Faulgasverwertung verfügt über eine Entschwefelungsanlage, die aufgrund hoher Konzentrationen an Schwefelwasserstoff (H_2S) im Faulgas vorgesehen wurde.

9.1.3 Charakterisierung der verwendeten Klärschlämme

Für die Versuchsreihen wurden die anfallenden Rohschlämme der zu untersuchenden Kläranlagen verwendet. Die Kläranlage Kayseri verfügte über eine weitergehende Nährstoffelimination (C-Elimination, Nitrifikation und Denitrifikation, Bio-P). In Konya fanden lediglich die C-Elimination und die Nitrifikation statt. Insgesamt wurden im Technikumsmaßstab vier Versuchsreihen mit insgesamt fünf Rohschlämmen durchgeführt.

Die Versuchsfaulbehälter enthielten Faulschlämme, die je nach gewünschter Faulzeit mit einem täglichen Austausch von etwa 5 % des Faulschlammvolumens (entspricht hier einer Faulzeit t_{FB} von 20 Tagen) mit Rohschlamm quasi-kontinuierlich betrieben wurden. Die verwendeten Rohschlämme wiesen einen Feststoffanteil zwischen 2,5 % TR und 6,2 % TR auf und setzten sich aus Primär- und/oder Überschussschlamm zusammen. Die theoretische hydraulische Aufenthaltszeit des Schlammes lag je nach Versuchsreihe zwischen 7 und 30 Tagen.

In Tabelle 9.5 ist die Spannbreite nach Feststoffanteilen und den üblichen Summenparametern je nach Standort aufgelistet, die während der Versuchsreihen zur Beschickung der Faulbehälter verwendet wurden. Ebenfalls zum Vergleich mit aufgeführt sind die Rohschlammkennzahlen aus den Faulversuchen am Standort Braunschweig.

Tabelle 9.5: Zusammensetzung der untersuchten Rohschlämme.

Standorte	Rohschlämme ^{a)}					
	Parameter Einheit	Primärschlamm		Primär- und Überschuss-schlamm		
		Mittelwert	Max Min	Mittelwert	Max Min	
Kayseri	pH	[-]	7,2	7,6 6,0	7,0	7,6 5,6
	TR	[g/kg]	25,0	37,2 18,2	26,5	78,2 22,4
	GV	[%]	66,5	71,4 57,1	54,1	66,7 27,8
	CSB	[mg/L]	19.122	53.800 7.800	20.612	57.000 11.700
	CSB _f	[mg/L]	629	1.240 187	460	1.355 205
	N _{ges}	[mg/L]	388	754 131	646	800 495
	NH ₄ -N	[mg/L]	95,2	171,0 12,9	130,4	220,0 79,9
	P _{ges}	[mg/L]	24,4	28,8 20,8	33,3	40,4 28,8
	PO ₄ -P	[mg/L]	11,6	19,5 4,5	24,3	30,8 17,8
Konya	pH	[-]	6,9	7,9 5,9	7,1	7,8 6,1
	TR	[g/kg]	39,5	45,3 36,6	36,2	52,6 27,2
	GV	[%]	70,4	75,5 66,3	62,6	82,1 50,7
	CSB	[mg/L]	44.907	47.360 41.600	33.344	44.480 28.800
	CSB _f	[mg/L]	2.555	3.360 2.176	2.722	3.456 2.048
	N _{ges}	[mg/L]	2.130	2.780 1.600	1.256	1.500 1.030
	NH ₄ -N	[mg/L]	349	426 245	220	274 160
	P _{ges}	[mg/L]	448	524 361	188	264 107
	PO ₄ -P	[mg/L]	53,3	61,6 41,5	24,6	40,5 7,0
Braunschweig	pH	[-]	--		5,9	6,8 5,3
	TR	[g/kg]			61,6	82,3 31,4
	GV	[%]			58,9	66,1 52,5
	CSB	[mg/L]			57.703	82.120 28.940
	CSB _f	[mg/L]			2.434	4.651 304
	TKN	[mg/L]			2.552	3.681 1.298
	NH ₄ -N	[mg/L]			62	188 25,8
	P _{ges}	[mg/L]			1.304	1.820 570
	PO ₄ -P	[mg/L]			131	374 51,8

^{a)} erste Spalte Versuchsreihen #1 und #3 (für Konya PS + ÜS), zweite Spalte Versuchsreihen #2 und #4

Die in Tabelle 9.5 aufgelisteten Messwerte der Rohschlämme sind nach ihrer Zusammensetzung aufgeteilt (Primär-, Überschussschlamm einzeln oder als Gemisch). Die in Kayseri vorhandenen Rohschlämme (PS und PS + ÜS) wiesen mit durchschnittlich 2,5 % TR (Versuchsreihe #1) und 2,7 % TR (#2) nach statischer Voreindickung insgesamt geringe Feststoffanteile vor. Um die praxisähnlichen Bedingungen der großtechnischen Faulung beizubehalten, wurden die anfallenden Schlämme nicht weiter zusätzlich eingedickt. Nach Angaben der Betriebsleitung der Kläranlage Kayseri wurde ein erheblicher Anteil an Fremdwasser im Abwasser festgestellt, das zur Verdünnung der Abwasserinhaltsstoffe führte.

In Konya (Versuchsreihe #3 und #4) ergab sich mit einem durchschnittlichen Trockenrückstand von 4,0 % TR (#3) und 3,6 % TR (#4) ein etwas geringerer Feststoffanteil als der bei der Bemessung von Faulbehältern üblicherweise angesetzte TR des Bemessungsrohschlammes von 4 % ($TR_{RS,Bem.} = 4 \% \text{ TR bis } 8 \% \text{ TR}$, DWA-368, 2014; ATV/BDE/VKS Arbeitsgruppe 3.1.1, 1994).

Die pH-Werte der in den Versuchsreihen #1 bis #4 verwendeten Rohschlämme waren im alkalischen Bereich. Die Größe der Kläranlagen Kayseri und Konya mit Anschlussgrößen jeweils über 1 Mio. E, einschließlich langer Fließwege, lässt auf einen teilweisen Vorabbau der leicht verfügbaren organischen Inhaltstoffe in der Kanalisation bzw. in der vorgeschalteten Stufe (Vorklärung, Eindicker etc.) schließen. Die Schlussfolgerung lässt sich mit dem CSB und den CSB_r im Vergleich zum verwendeten Rohschlamm aus der Versuchsreihe #5 in Braunschweig bekräftigen. Der durchschnittliche Feststoffgehalt des Rohschlammes aus Kayseri betrug nur 42 % des TR im Rohschlamm aus Braunschweig (Konya 62 %), allerdings waren CSB -Konzentrationen im Rohschlamm aus Kayseri um 67 % vermindert (Konya 35 %). Auch die geringen Anteile an CSB_r in der gelösten Phase, besonders beim Primärschlamm in Kayseri, lassen auf verminderte Anteile an leicht verfügbaren organischen Stoffen schließen.

9.1.4 Faulversuche im Versuchscontainer

Die Untersuchungen zur anaeroben Klärschlammstabilisierung sollten mit den anfallenden Rohschlammern (vgl. 9.1.3) aus der Abwassereinigung auf den Kläranlagen in Kayseri und Konya (beide Türkei) durchgeführt werden. Hierzu waren Faulversuche mit Primärschlamm (PS; Kayseri) bzw. mit Primär- und Überschussschlamm (PS + ÜS; Konya) vorgesehen.

Die Faulversuche im Technikumsmaßstab wurden unter den in Tabelle 9.6 folgenden technischen Rahmenbedingungen durchgeführt.

Tabelle 9.6: Technische Randbedingungen für die Faulversuche im Versuchscontainer.

Versuchs- faulbehälter	Standort A: KAYSERI					
	Versuchsreihe #1			Versuchsreihe #2		
	Zulauf	T_{Faul} [°C]	t_{TS} [d]	Zulauf	T_{Faul} [°C]	t_{TS} [d]
R1 (beheizbar)	PS	55	~ 17	PS ÜS	55	~ 17
R2	PS	~ 26	~ 30	PS ÜS	~ 26	~ 30
R3^{a)} (beheizbar)	PS	35	~ 20	PS ÜS	35	~ 20
R4 (beheizbar)	PS	30	~ 20	PS ÜS	30	~ 20
R5	PS	~ 26	~ 25	PS ÜS	~ 26	~ 25
Dauer Versuchsreihe:		18 Wochen	19 Wochen			

a) Referenzfaulbehälter der Versuchsreihen #1 und #2

Versuchs- faulbehälter	Standort B: KONYA					
	Versuchsreihe #3			Versuchsreihe #4		
	Zulauf	T_{Faul} [°C]	t_{TS} [d]	Zulauf	T_{Faul} [°C]	t_{TS} [d]
R1 (beheizbar)	PS ÜS	55	~ 16	PS ÜS	55	~ 7
R2	PS ÜS	~ 26	~ 25	PS ÜS	30	~ 21
R3^{b)} (beheizbar)	PS ÜS	35	~ 20	Ablauf R1	35	~ 14
R4^{c)} (beheizbar)	PS ÜS	30	~ 20	PS ÜS	35	~ 21
R5	PS ÜS	~ 26	~ 30	PS ÜS	30	~ 25
Dauer Versuchsreihe:		26 Wochen	12 Wochen			

b) Referenzfaulbehälter Versuchsreihe #1 | c) Referenzfaulbehälter Versuchsreihe #2

Kaskadenfäulung

Die Versuchsfaulbehälter R1 bis R5 (R1 = Reaktor 1 usw.) wurden in der Regel zweimal täglich (bis zu viermal pro Tag) mit Rohschlamm aus einer gekühlten Vorlage beschickt (vgl. Beschreibung der Versuchsaufbauten Abschnitt 9.2.1). In jeder Versuchsreihe wurde wöchentlich eine Charge Rohschlamm der Vorlage zugegeben, die zur Beschickung aller fünf Versuchsfaulbehälter genutzt wurde (s. Spalte Zulauf in Tabelle 9.6). Die Menge des täglich zugeführten Rohschlammes $Q_{d,RS}$ sowie die Temperatur T_{Faul} und das Schlammvolumen V_{FB} der Versuchsfaulbehälter beeinflussten technisch das biochemische Abbauverhalten des jeweiligen Versuchsfaulbehälters. Die wesentlich zu erfassenden Betriebsparameter wurden während täglicher Servicearbeiten gemessen bzw. abgelesen und protokolliert. Zudem fanden wöchentliche Laboranalysen der Zu- und Ablaufströme statt. Tabelle 9.7 fasst das Betreuungs- und Messprogramm in der Betriebsphase des Versuchscontainers zusammen.

Tabelle 9.7: Betreuungs-/Messprogramm während der Betriebsphase.

	Parameter	Häufigkeit
Anlagenbetreuung	Schlammmenge im Ablauf Faulbehälter ($Q_{FS,d}$), pH [-], Temperatur T [°C] (T_{Luft} und T_{Faul}), Luftdruck P [mbar], täglich Zählerstand Gasmengenmessung [-]	
Zulaufschlamm	TR/oTR [g/kg] (GV in %), CSB, CSB _f , N_{ges} , NH_4-N , P_{ges} , PO_4-P	1 x pro Charge
Ablaufschlamm	TR/oTR [g/kg] (GV in %), CSB, CSB _f , N_{ges} , NH_4-N , PO_4-P , P_{ges} , org. Säuren ^{a)} [mg/L]	1 x pro Charge
Faulgas	Gasmenge Q_{FG} [NL ³ /d], CH_4 , CO_2 , H_2S , O_2 %]	Mehrmals pro Versuchsreihe

^{a)} Die org. Säuren im Faulschlamm konnten nicht, obwohl sie ein wichtiger Parameter sind, während den Versuchsreihen in der Türkei gemessen werden.

Die in Tabelle 9.7 beschriebene Anlagenbetreuung wurde nach einer Schulungswoche vornehmlich vom Betriebspersonal der jeweiligen Kläranlage durchgeführt, die Analytik im Labor der Kläranlage. Faulgasqualität bzw. -zusammensetzung wurde mittels eines Koffermessgerätes bestimmt (vgl. Abschnitt 9.3.1).

9.2 Beschreibung der Versuchsaufbauten

In einem mobilen wärmeisolierten 20 Fuß Versuchskontainer wurden fünf Faulbehälter im Technikumsmaßstab mit einem Schlammvolumen von je 50 kg Einwaage an den oben genannten Standorten betrieben. Der Versuchskontainer wurde durch den Projektpartner im BMBF Forschungsvorhaben EXPOVAL (Förder-Nr.: 02WA1252P), *Oswald Schulze Umwelttechnik GmbH*, zur Verfügung gestellt.

In Abschnitt 9.2.1 wird der Aufbau der Versuchsanlage im Technikumsmaßstab vorgestellt und in seinen einzelnen Komponenten weitergehend beschrieben.

9.2.1 Versuchskontainer

Die anaerob betriebenen Versuchsfaulbehälter boten die Möglichkeit, im Technikumsmaßstab einen Rohschlamm unter variierenden Bedingungen auf dessen Eignung zum anaeroben Abbau zu testen.

Die Technikumsanlage befand sich in einem 20 Fuß Isolierkontainer und setzte sich aus vier Hauptkomponenten zusammen:

- Faulbehälter
- Gasmengenmesssystem (s. 9.3.1)
- Einrichtung zur Schlammbeschickung über gekühlte Schlammvorlage mit Kreislaufführung im Rohrleitungssystem
- Anlagenheizung und Klimatisierung

Im Isolierkontainer wurde direkt hinter der Containertür eine wärmeisolierte Wand mit Zugangstür, Fenster und Klimaanlage eingebaut. Alle externen Rohrleitungen führten in bzw. aus dem Container durch die Zwischenwand, da die Containertüren im Betrieb offen waren.



Bild 9.5: Versuchscontainer auf der Kläranlage in Kayseri (Foto: Mieske).

Eine Klimaanlage und ein Heizlüfter, die über ein digitales Thermostat gekoppelt waren, sorgten im Container für konstante Raumtemperaturen bei 25 °C.

9.2.2 Versuchsfaulbehälter

Im Bild 9.6 ist schematisch die Versuchsanlage dargestellt.

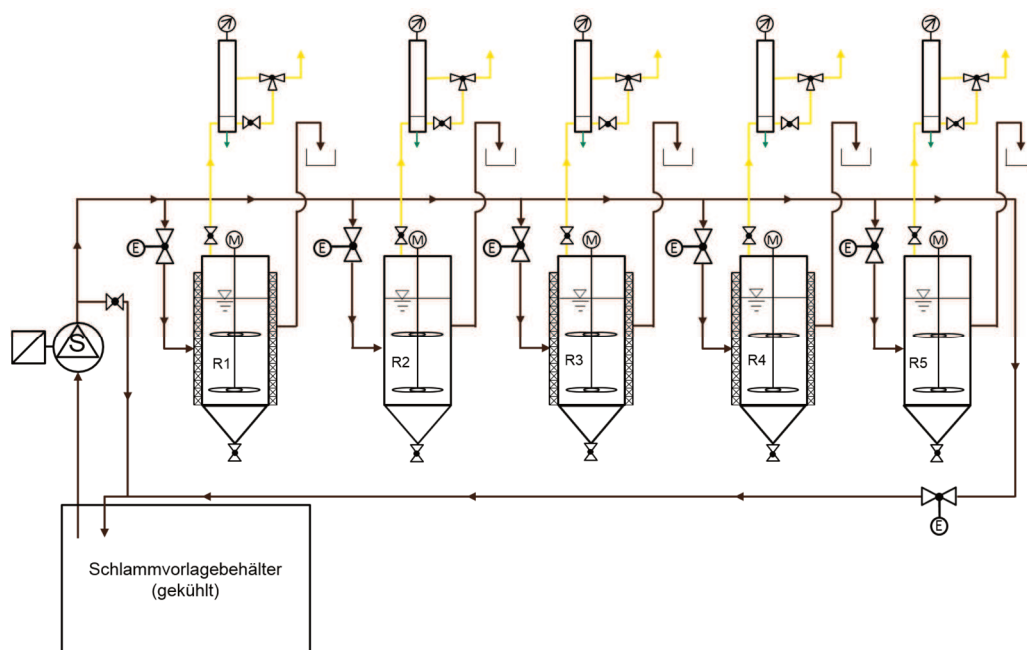


Bild 9.6: Fließschema der Versuchsanlage für die einstufige Verfahrensweise.

Die im Bild 9.6 dargestellten Versuchsbehälter aus Edelstahl (3 Stück; gesondert beheizbar) und Polyvinylchlorid (2 Stück; Raumtemperatur) sind für eine Schlammeinwaage von 50 kg ausgestattet worden (vgl. Bild 9.7).

Bild 9.8 zeigt einen Versuchsfaulbehälter mit Beschreibung.



Bild 9.7: Übersicht Versuchsfaulbehälter (Foto: Mieske).

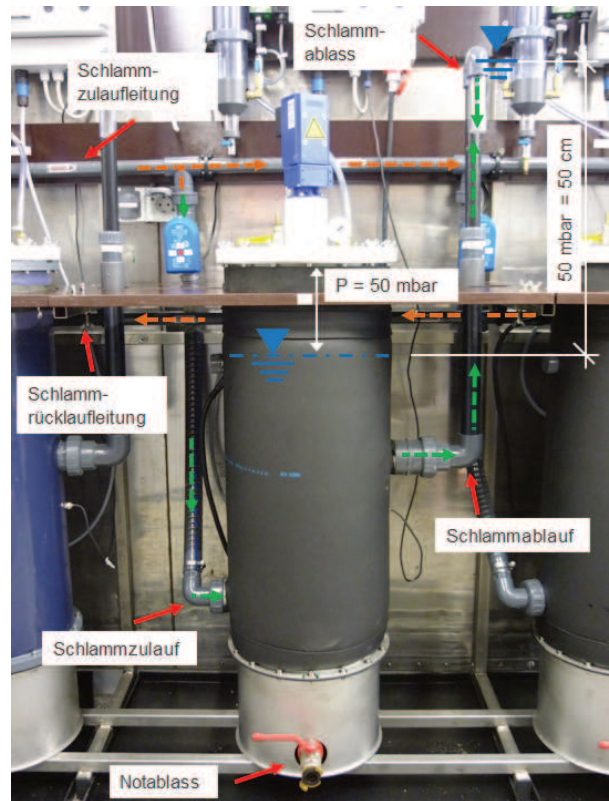


Bild 9.8: Ansicht eines Versuchsfaulbehälters (Foto: Mieske).

Die Gasdichtheit wurde durch einen Deckel mit einer Gleitringdichtung sichergestellt. Eine kontinuierliche Durchmischung wurde durch einen Elektroantriebsmotor mit vertikaler Rührerwelle realisiert. Die Abdichtung zwischen Behälterdeckel und Rührerwelle erfolgte über eine doppelte Radial-Wellendichtung.

Im Bild 9.8 ist neben den Anschlussapparaturen die Leitungsführung der Schlammkreislaufförderung beschriftet. Der Unterschied zwischen dem Schlammspiegel im Faulbehälter (Druckseite) und im Schlammauslass (drucklose Seite) ist ebenfalls gekennzeichnet. Der bei der Beschickung verdrängte Faulschlamm konnte in Messschütten aufgefangen und nach dem Auswiegen beprobt bzw. entsorgt werden.

Das Volumen des entstandenen Faulgases wurde mittels eines Gasmengenmesssystems erfasst. Eine genaue Beschreibung zur Funktion des Systems findet sich im Unterabschnitt 9.3.1 zur Faulgasanalytik.

9.2.3 System zur Rohschlammbeschickung

Die Beschickung der Versuchsfaulbehälter mit Substrat, hier Rohschlämme, erfolgte aus einer gekühlten Schlammvorlage (s. Bild 9.9) über ein kreislaufgeführtes Rohrleitungssystem. Die Verbindung des Rohrleitungssystems zu den Faulbehältern war durch jeweils einen Kugelhahn mit elektrischem Antrieb getrennt.



Bild 9.9: Schlammvorlagebehälter und drehzahlgesteuerte Exzentrerschneckenpumpen (Foto: Mieske).

Das für die Beschickung der Faulbehälter erforderliche Substrat wurde mittels einer Exzentrerschneckenpumpe der Firma Netzsch mit einer Förderleistung von 60 L/min (s. Bild 9.9). Im Beschickungsfall wurden die Kugelhähne über eine digitale Zeitschaltuhr (Fa. Theben) nacheinander geöffnet und wieder geschlossen, sodass das Substrat aus der Zulaufleitung mit Überdruck in den Versuchsfaulbehälter gefördert werden konnte. Die Kreislaufförderung erfolgte, um inkl. gefüllter Rohrleitungen eine konstante Temperierung des Rohschlammes auf 8 °C zu gewährleisten. Das Rohrleitungssystem bestand aus PVC (Polyvinylchlorid).

Der Faulschlammaustrag erfolgte zeitgleich zur Beschickung über Volumenverdrängung aus einer siphonähnlichen Konstruktion an der Behälterseite (vgl. Bild 9.7 und Bild 9.8). Die Versuchsfaulbehälter standen bedingt durch das eingesetzte Gasmengensmesssystem (vgl. Abschnitt 9.3.1 Angewendete Faulgasanalytik) und infolge der kontinuierlichen Faulgasproduktion unter einem Überdruck von $\Delta p \approx 50$ mbar, der den Schlamm Spiegel im Schlammauslass („Siphon“) aufgrund der drucklosen Gegenseite um ca. 0,5 m (50 mbar = 0,5 m Wassersäule) gegenüber dem Schlamm Spiegel im Behälter erhöhte. Stieg durch die Beschickung mit Rohschlamm der Schlamm Spiegel im Faulbehälter an,

so wurde überschüssiger Faulschlamm aus dem System in einen Auffangbehälter verdrängt. Aufgrund der stetigen Gasproduktion im Faulbehälter wurde durch den ansteigenden Gasdruck (bis zur 50 mbar Grenze) das ursprüngliche Schlammspiegelniveau wieder hergestellt.

Der im Faulbehälter vorherrschende Überdruck von ca. 50 mbar musste während der Beschickung mit Substrat überwunden werden. Aus diesem Grund wurde mittels eines elektrischen Kugelhahns die Schlammrücklaufleitung unmittelbar vor dem Beschickungsvorgang über die Zeitschaltung geschlossen, sodass ein Druckanstieg in der Rohrleitung durch die weiter fördernde Schneckenpumpe erfolgte. Erst nach dem eingesetzten Überdruck in der Zulaufleitung öffnete der elektrische Kugelhahn zur Beschickung des jeweiligen Faulbehälters.

9.2.4 Technisch-wissenschaftliche Eignung der Versuchsaufbauten

Im großtechnischen Betrieb werden größere Anlagen zur anaeroben Schlammstabilisierung in der Regel kontinuierlich und kleinere bis mittlere Anlagen quasikontinuierlich bis kontinuierlich betrieben. Während sich die Milieubedingungen (z. B. Substratkonzentration, Konzentration der Mikroorganismen etc.) bei einem diskontinuierlichen Betrieb laufend ändern, stellen sich beim Durchlaufbetrieb unter Einhaltung entsprechender Randbedingungen konstante Milieuverhältnisse ein, sodass gewisse Gleichgewichtszustände herrschen (Dichtl, 1984).

Auf Basis der langjährigen Erfahrungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig im Bereich der anaeroben Klärschlammstabilisierung hat sich im Technikumsmaßstab ein auf die Großtechnik skalierbares Volumen der Versuchsfaulbehälter zwischen 20 und 80 Litern als am besten geeignet erwiesen. Aus den vorangegangenen Entwicklungen von Versuchsaufbauten wurde festgestellt, dass ab einem Nettofaulvolumen von 20 Litern ein deutlich stabilerer Faulprozess zu beobachten war als bei Faulbehältern geringerer Größe. Prozessbedingte Schwankungen der Rohschlammqualität aufgrund der großtechnisch variierenden Abwasserzusammensetzung und -menge zeigten ab einem Schlammvolumen von 20 Litern einen deutlich geringeren Einfluss auf das Abbauverhalten im Steady-State-Betrieb. Ab einem Nettofaulschlammvolumen im Technikumsmaßstab über 80 Liter werden bei mehreren parallel betriebenen Versuchsfaulbehältern die vorzuhaltenden Rohschlammengen verhältnismäßig groß und sind daher in der Regel ohne erkennbaren Vorteil als zu aufwendig zu erachten. Lediglich in der Halbertechnik lassen sich ggf. genauere Prozessbilder abzeichnen, wenn halbtechnische Anlagen bzw. Pilotanlagen ($V_{FB} \geq 1.000 \text{ L}$) mit einer kontinuierlichen Rohschlammbeschickung unter direkter Einbindung im Bypassbetrieb der Großtechnik eingesetzt werden können. Bei Faulbehältern in Halbertechnik- bzw. Pilotanlagengröße erweist es sich als nachteilig, dass wegen der meist geringeren Anzahl an Faulbehältern nur die Abbildung von ein oder zwei Betriebseinstellungen möglich ist (Dichtl, 2014).

Technische Grenzen der Versuchsanlage

Um Empfehlungen aus den Faulversuchen richtig ableiten zu können, müssen die technischen Grenzen der Versuchsanlagen betrachtet werden.

Die Anzahl der Beschickungsintervalle belief sich in der hier verwendeten Versuchsanlage auf zwei Mal pro Tag. Vorangegangene Untersuchungen (Klein, Fülling, Mieske & Dockhorn, 2011) mit Versuchsanlagen älterer Bauart haben ergeben, dass aufgrund der quasikontinuierlichen Beschickung (einmal täglich) im Technikumsmaßstab die Leistung der Faulgasproduktion bei den Faulversuchen etwas geringer als in der Großtechnik ausfällt. Hierbei fließt neben der kontinuierlichen Substratbeschickung und der daraus resultierenden ständigen Substratverfügbarkeit auch eine Leistungssteigerung infolge einer Langzeitadaption (> 1 Jahr) mit ein.

Bei den Untersuchungen mit den Versuchsfaulbehältern bestand die Möglichkeit von Kurzschlussströmungen aufgrund des Verdrängungsprinzips, mit dem die Versuchsfaulbehälter betrieben wurden. Kurzschlussströmungen führen dazu, dass Teile des zugeführten Substrats eine kürzere Zeit im Faulbehälter sind als die theoretische Aufenthaltszeit es vorgibt. Dementsprechend kann das Substrat nicht oder nur teilweise abgebaut werden. In einem kontinuierlich durchströmten und ideal durchmischten Faulbehälter mit einer mittleren Aufenthaltszeit von 20 Tagen haben näherungsweise 5 % der zugeführten Feststoffe eine tatsächliche Aufenthaltszeit von unter einem Tag, sodass sie nicht oder nur teilweise abgebaut werden (DWA-M 368, 2014). Auch die in den Versuchen kontinuierlich laufende Behälterumwälzung, die zum Zeitpunkt der Beschickung weiterlief, konnte derartige Kurzschlussströmungen begünstigen.

Eine ideale hydraulische Umgebung war in den Faulversuchen mit dem Verdrängungsprinzip also nicht gegeben. Die hydraulischen Bedingungen sind jedoch so abgebildet worden, dass sie in etwa der großtechnischen Situation nachempfunden werden konnten. Insgesamt konnte aufgrund des Schlammvolumens der Versuchsfaulbehälter von ca. 50 L davon ausgegangen werden, dass die Skalierung des Versuchsaufbaus entsprechend groß genug war, um einen quasi-kontinuierlichen Faulprozess mit wahrscheinlichen Kurzschlussströmungen, wie sie auch in der Großtechnik auftreten (ausgenommen Kaskadenfaulung), abzubilden. Die Anfälligkeit der anaeroben Abbauvorgänge gegenüber Betriebsstörungen (z. B. durch hemmende Stoffe), wie sie oft im kleineren Maßstab auftreten kann, ließ sich aufgrund der gewählten Versuchsfaulbehältergröße weiter einschränken.

9.3 Analysemethoden und Auswertungsmethodik

Nachfolgend werden die angewendeten Analysemethoden und die Auswertungsmethodik erläutert. Eine wichtige Funktion zur Bewertung der Faulprozesse als auch zur Bilanzierung der Kohlenstoffströme (CSB, TC) nahm das Gasmengenmesssystem ein. Für die Bewertung der Faulgasqualität wurde eine Analysemethode angewendet, die im Folgenden beschrieben wird.

9.3.1 Angewendete Faulgasanalytik

Gasmengenmesssystem

Das während des anaeroben Stabilisierungsprozesses anfallende Faulgas, dessen Menge zum Zweck der Bilanzierung und zur Bewertung des Stabilisierungsgrades bestimmt werden musste, wurde in beiden Versuchsanlagen mit einer Differenzdruckmessung erfasst. Herkömmliche Gasuhren decken bei den eingesetzten Faulraumvolumina den zu erwartenden Volumenstrom an Faulgas (zwischen 25 NL/d und 100 NL/d) nicht ab. Ferner können durch das Verdunsten der Sperrflüssigkeit erhebliche Messschwankungen entstehen. Aus diesem Grund wurde in diesem Versuchscontainer ein Gasmengenmesssystem eingesetzt, das mittels Messung des Überdrucks das Gasvolumen erfassen kann. Jeder Versuchsfaulbehälter wurde mit einem Gasmessszylinder ausgestattet; die dazugehörige Messsteuerung wurde in einer Zentraleinheit zusammengefasst. Im Bild 9.10 ist das verwendete Gasmesssystem dargestellt und beschrieben.

Das in den Faulbehältern entstandene Faulgas sammelte sich im Freiraum oberhalb des Schlammspiegels und wurde am Behälterkopf über eine Gasleitung zum Gasmengenmesssystem geführt. Das Faulgas gelangte über die Gasleitung und durch ein 3-Wege-Magnetventil in den Messzylinder, der ein Volumen von 1.550 ccm aufwies. Im Gesamtsystem, also im Faulbehälter und in der Messkammer, wurde das Faulgas bis zu einem Druck von 50,0 mbar komprimiert. Ein Druckmessumformer übermittelte den aktuellen Druck an ein Digitalthermostat (Fa. Jumo, eTront Serie 2200), das beim gewünschten Druckunterschied das Magnetventil ansteuerte. War ein Druck von 50,0 mbar über dem Umgebungsdruck erreicht, wurde über ein elektrisches Signal das Magnetventil zum Gasablass geöffnet und gleichzeitig die Verbindung von der Messkammer zum Faulbehälter geschlossen. Das Faulgas entwich aus der Messkammer über einen Schlauch an die Umgebungsluft außerhalb des Versuchscontainers. Der Druck in der Messkammer fiel im Anschluss auf Umgebungsdruck ab. Der Druckausgleich wurde wiederum über den Druckmessumformer erkannt und ein Signal an das Digitalthermostat gesendet, das über ein Relais das Magnetventil wieder zurück in die Ausgangsstellung (Gas strömt aus den Faulbehältern erneut in die Messkammer) brachte. So konnte eine konstante Volumenerfassung garantiert werden.

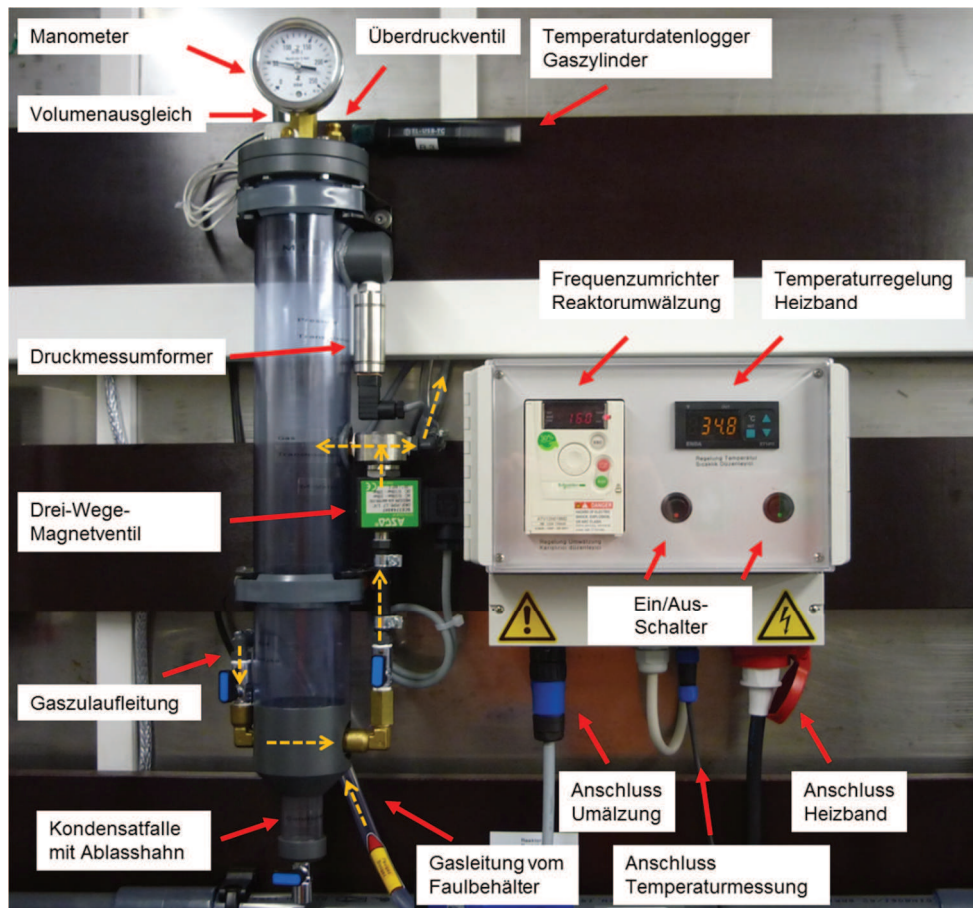


Bild 9.10: Gasmengenmesszylinder Versuchscontainer (Foto: ISWW/Mieske).

Bei jedem Messsignal erhielt ein analoges Zählwerk einen Impuls, damit das abgelassene Faulgas über die Anzahl der Zähleinheiten definiert werden kann.



Bild 9.11: Zähleinheit Gasmesssystem (o.) und digitale Zeitschaltuhr zur Beschickung (u.).



Bild 9.12: Innere Zähleinheit, Digitalthermostate und analoge Zählwerke (Fotos: Mieske)

Da sich der Umgebungsluftdruck, die Temperatur und die Luftfeuchtigkeit auf das absolute Gasvolumen auswirken, zeichnete im *Versuchscontainer* eine Funkwetterstation (TE831X, Fa. Conrad Electronic SE) die Umgebungsbedingungen auf, um diese dann zur Gasquantitätsbestimmung heranzuziehen. Die Messzylinder der beheizbaren Versuchsfaulbehälter verfügten aufgrund möglicher Unterschiede der Faulgastemperaturen zur Umgebungsluft über einen Temperaturdatenlogger (Easy Log USB-TC, Fa. Lascar electronics), dessen Temperaturfühler in die Messkammer ragten. Damit konnten womöglich entstehende Temperaturunterschiede des Faulgases in der Messkammer gegenüber der Umgebungstemperatur bei der Berechnung der produzierten Normliter berücksichtigt werden.

Das Messsystem war für eine Durchflussmenge von 0 bis 50 L/h kalibriert und sollte auch nur in diesem Bereich und in Kombination mit den dazugehörigen Systemen von Versuchsfaulbehältern verwendet werden, da diese eine Pufferfunktion für den Durchfluss zum Messzylinder hatten. Die Messzylinder wurden nach dem Bau ausgelitert. Im Anschluss wurden alle Gasmengenmesssysteme untereinander normiert, sodass eine Vergleichbarkeit aller Systeme miteinander sichergestellt werden konnte. Jedes Gasmengenmesssystem arbeitete mit einer Wiederholgenauigkeit von unter $\pm 1,3\%$, bei einer Genauigkeit des Gesamtsystems in Bezug auf die Tagesnormliterproduktion von unter 5 % Abweichung (Wahlandt, 2013)

Analytik zur Faulgasqualität

Die Bestimmung der Faulgasqualität im Hinblick auf den energiereichen Anteil an Methan (CH_4) war zum einen erforderlich, um die Massenbilanzen im Hinblick auf die Kohlenstoffströme schließen zu können, da ein erheblicher Anteil Kohlenstoff das betrachtete System „Faulbehälter“ über das Faulgas verlässt. Zum anderen ist die Bestimmung der Methankonzentration im Faulgas wichtig, um den nutzbaren Energiegehalt des produzierten Faulgases zu bestimmen und den Abbauerefolg bewerten zu können (s. Tabelle 9.8).

Tabelle 9.8: Analysegerät und -methoden zur Bestimmung der Faulgasqualität.

Parameter	Gerät/Methode	
Gasqualität [%]	<i>Biogas Koffermessgerät</i> Novaplug Biogas, Fa. MRU	
	O_2	Messbereich: 0 ... 25 %; Messmethode: elektrochemisch
	CH_4	Messbereich: 0 ... 100 %; Messmethode: NDIR 2-Gas Küvette
	CO_2	Messbereich: 0 ... 100 %; Messmethode: NDIR 2-Gas-Küvette
	H_2S	Messbereich: 0 ... 2.000 ppm; Messmethode: elektrochemisch

In der Tabelle 9.8 sind die beiden eingesetzten Analysegerätschaften aufgelistet, die zur Untersuchung der Faulgasqualität während der Versuchsreihen zum Einsatz kamen. Des Weiteren enthält die Tabelle die Messbereiche und die Analysemethode. Die Messungen wurden mehrmals stichpunktartig zur Kontrolle im Laufe einer Versuchsreihe durchgeführt. Während der Faulversuche wurde das Biogaskoffermessgerät zur Bestimmung der Faulgaszusammensetzung eingesetzt.

9.3.2 Evaluation der Faulgasdaten

Die Faulgasproduktion der einzelnen Versuchsfaulbehälter wird in Bezug auf den zugeführten organischen Trockenrückstand als spezifische Faulgasausbeute [NL/kg oTR_{zu}] in Normliter wiedergegeben. Als weitere Kennzahlen kann das anfallende Faulgas auch auf die im Faulprozess abgebauten organischen Stoffe [NL/kg oTR_{ab}] oder auf den zugeführten bzw. abgebauten CSB [NL/kg CSB_{zu}; NL/kg CSB_{ab}] bezogen werden.

Die anfallenden Faulgasmengen, die durch das verwendete Gasmengenmesssystem erfasst wurden, sind durch folgende Formeln (Gl. 9-1) zur Korrektur von Temperatur und Luftdruck normiert worden, um die gemessenen Gasvolumina in Normlitern untereinander vergleichbar machen zu können:

$$P_{Absolut\ 1} \cdot \frac{V_1}{T_1} = P_{Absolut\ 2} \cdot \frac{V_2}{T_2} [NL] \quad (\text{Gl. 9-1})$$

mit:

$P_{Absolut,n}$	Absoluter Druck im Milieu n	[kPa]
V_n	Volumen im Milieu n	[L]
T_n	Temperatur im Milieu n	[°C]

Aus den Beziehungen in (Gl. 9-1) zwischen zwei unterschiedlichen Milieubedingungen eines Gases ergibt sich folgende Formel zur Ermittlung der Faulgasmenge unter Normbedingungen.

$$Q_{FG,N} = Q_{FG} \cdot (p_{FG} - p_D) \cdot (T_{FG} + 273,15\ K) / (T_{FG} \cdot 101,325\ kPa) [NL] \quad (\text{Gl. 9-2})$$

mit:

$Q_{FG,N}$	Menge Faulgas unter Normbedingungen	[NL]
Q_{FG}	Gemessene Faulgasmenge	[L]
p_{FG}	Gemessener Druck bei der Faulgasmengenerfassung	[Pa]
p_D	Dampfdruck	[Pa]
T_{FG}	Faulgastemperatur	[°C]

Der Dampfdruck $p_D = f(T_{FG})$ variiert mit der Temperatur des Gases und beträgt bei 35 °C 5.622 Pa (DWA Themen T1/2015, 2015). Im Bild 9.13 ist beispielhaft die spezifische Faulgasausbeute dargestellt.

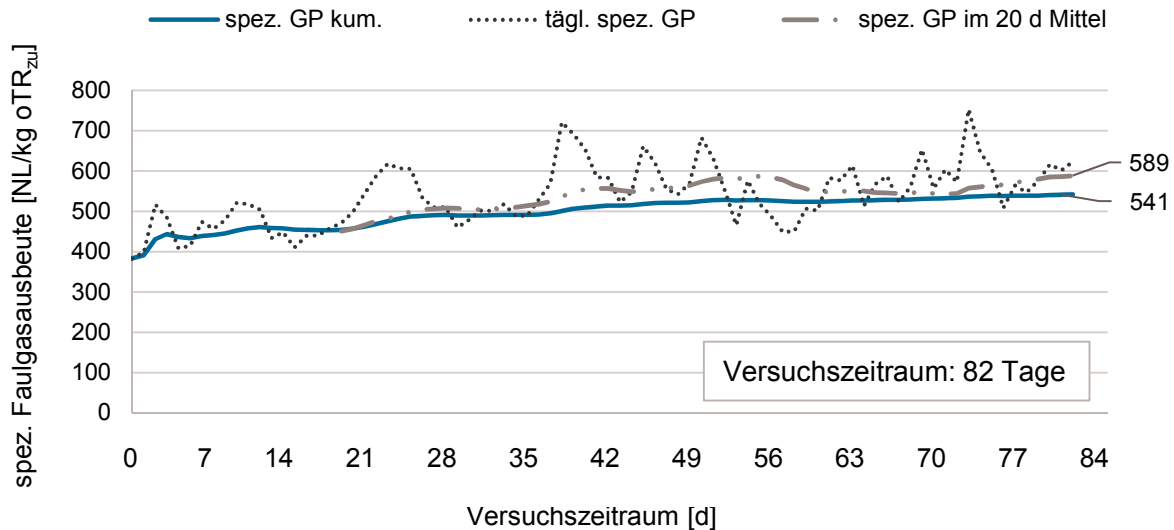


Bild 9.13: Beispiel einer grafischen Darstellung der spez. Faulgasausbeute (Dichtl & Mieske, 2014).

Die im Bild 9.13 dargestellte blaue Kurve zeigt die tägliche spezifische Gasproduktion bezogen auf den zugeführten organischen Trockenrückstand in Normliter. Die schwarzgestrichelte Kurve beschreibt die kumulierten Werte bezogen auf die kumulierte Fracht an oTR. Ferner wird in der graugestrichelten Kurve die im Zeitraum eines Schlammalters (hier $t_{TS} = 20$ d) kumulative, mittlere spezifische Faulgasproduktion wiedergegeben.

9.3.3 Angewendete Schlammanalytik

In Deutschland werden für die Bestimmung des Kohlenstoffs (CSB), Phosphors oder Stickstoffes die Verfahren der DEV (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung) oder Küvettentests angewendet, die dementsprechend konform zur DEV sind. Bei den durchgeführten Untersuchungen wurden folgende Analysemethoden verwendet (s. Tabelle 9.9).

Tabelle 9.9: Überblick der Analyseparameter für die Versuchsreihen im Versuchscontainer.

Parameter	Methode	Turnus ^{b)}	Probe ^{c)}
pH-Wert [-]	pH-Meter: Mettler Toledo Five Easy Sonde: InLab Easy	t	
TR [g/kg]	Bestimmung basierend auf der amerikanischen Methode Nr. 1684 der „ <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> “ ^{a)}		
oTR [g/kg]			
CSB [mg/L]	Küvettentest LCK 914; Hach Lange	w	FS + RS
CSB _f [mg/L]	Küvettentest LCK 514; Hach Lange (filtrierte Probe)		
P _{ges} [mg/L]	Küvettentest LCK 350; Hach Lange		
PO ₄ -P [mg/L]	Küvettentest LCK 350; Hach Lange (filtrierte Probe)		
N _{ges} [mg/L]	Küvettentest LCK 338; Hach Lange		
NH ₄ -N [mg/L]	Küvettentest LCK 302; Hach Lange		

^{a)} Die Bestimmung des Feststoff- und Organikanteils der Versuchsreihen #1 und #2 wurden mit einer abgewandelten, fehlerbehafteten Methode durchgeführt.

^{b)} t - täglich; w - wöchentlich;

^{c)} FS - Faulschlamm; RS - Rohschlamm

Die in Tabelle 9.9 beschriebenen Methoden zur Bestimmung der genannten Parameter, die an den Standorten Kayseri und Konya durchgeführt worden sind, stellen bis auf die Bestimmung der Feststoff- und Organikanteile (TR/oTR) Methoden nach Standardverfahren dar. Der TR/oTR wurde in Konya nach amerikanischer Standardmethode der U. S. EPA (United States Environmental Protection Agency) bestimmt. In Kayseri wurde keine standardisierte Methode eingesetzt, sodass sich teils erhebliche Abweichungen ergaben.

Tabelle 9.10 zeigt in einer Gegenüberstellung der Bestimmungsmethoden für TR/oTR die in Kayseri angewendete Methode und die Methoden nach DEV und U.S. EPA.

Tabelle 9.10: Gegenüberstellung der TR bzw. oTR-Bestimmung nach DEV gegenüber der auf der Kläranlage in Kayseri und nach US EPA Standard (nach Bliedung, 2015^{a)}).

	DEV ^{a)}	Kayseri ^{a)}	US Standard ^{b)}
Material Gefäß	Porzellan	Porzellan	Porzellan
Gefäßform	Tiegel	Schale	Schale
Probenvolumen	~ 50 g	50 mL	25 - 50 g
Temperatur Trockenschrank	105 ± 5 °C	103 °C	103 °C - 105 °C
Dauer Trockenschrank	bis zur Massenkonzanz	580 min	min. 12 h
Temperatur Muffelofen	550 ± 25 °C	600 °C	550 °C
Dauer Muffelofen	bis zur Gewichtskonzanz	30 min	2 h
Exsikkator	ja	nein	ja
Einheit	g/kg oder %	mg/L	mg/L

^{b)} Methode der U. S. EPA nach Tchobanoglous et al. (2014).

Die in Tabelle 9.10 dargestellten Unterschiede zeigen, dass die Methode Kayseri mit 580 Minuten Trocknungszeit (9 h 40 min) die kürzeste Dauer der drei Methoden besitzt. Zudem wurde kein Exsikkator zur Verhinderung einer erneuten Wasseraufnahme über die Luft verwendet. Auch die Glühzeit im Muffelofen war mit 30 Minuten am geringsten.

Anhand der nachfolgenden Gleichungen wurden in Kayseri der TR_{Kay} und oTR_{Kay} bestimmt. Die Ergebnisse wurden in mg/L angegeben.

$$TR_{Kay} = (m_{tr} - m_{leer}) \times 20.000 \quad (\text{Gl. 9-3})$$

$$oTR_{Kay} = TKM - (m_g - m_{leer}) \times 20.000 \quad (\text{Gl. 9-4})$$

mit:

TR_{Kay}	Trockenrückstand nach Methode in Kayseri	[mg/L]
oTR_{Kay}	organischer Trockenrückstand nach Methode in Kayseri	[mg/L]
m_{leer}	die Masse der leeren Schale	[g]
m_{tr}	die Masse der Schale mit der Trockenmasse	[g]
m_g	die Masse der Schale mit der geglühten Trockenmasse	[g]

Der Umrechnungsfaktor von 20.000 in den Gleichungen (Gl. 9-3) und (Gl. 9-4) wurde bei einem Probenvolumen von 50 mL für die Bestimmung der Zieleinheit in Milligramm pro Liter (mg/L) eingesetzt.

Die Methode Kayseri zur TR/oTR-Bestimmung wurde während des Aufenthaltes mit Vergleichsmessungen mit dem DEV Standard kontrolliert (s. Bild 9.14).

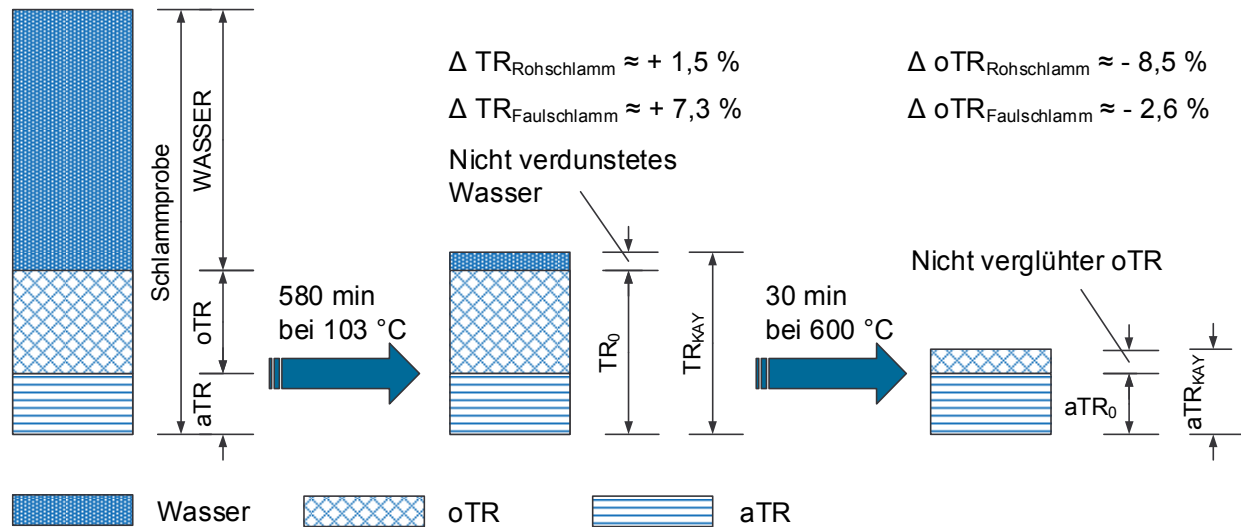


Bild 9.14: Unterschiede bei der TR/oTR Bestimmung in Kayseri zum Standard.

In den Vergleichsmessungen konnten nahezu konstante Abweichungen vom Standard beim Feststoff- und Organikanteil ermittelt werden. Dabei wurde mit dem TR_{Kay} stets ein höherer Feststoffgehalt als der tatsächliche TR gemessen. Bild 9.14 verdeutlicht, dass aufgrund der verkürzten Trocknungs- und Glühzeiten Restfeuchte im TR sowie organische Stoffe im Glührückstand miterfasst worden sind. Entscheidend war dabei der Wasseranteil in der Schlammprobe. Im Rohschlamm mit durchschnittlich geringerem Wasseranteil gegenüber Faulschlamm waren die Abweichungen im ermittelten TR mit +1,5 % im Mittel geringer als im Faulschlamm (+7,3 %). Je höher der Wasseranteil in der Schlammprobe war, desto weniger organische Stoffe konnten im anschließenden Glühvorgang verglüht werden, da zunächst die Restfeuchte verdunstet werden musste. Dadurch wurden beim abschließenden Wiegen der geglühten Probe mehr anorganische Stoffe (aTR) gemessen. Beim Rohschlamm im Zulauf der Faulung ergab sich im Mittel eine Abweichung von -8,5 % vom oTR zum oTR_{Kay} und beim Faulschlamm -2,6 %.

Die oben ermittelten Abweichungen wurden in der Auswertung der Rohdaten für die Versuchsreihen #1 und #2 in Kayseri mit den erforderlichen Faktoren korrigiert. Für die erhobenen Daten der Kläranlage in Konya konnten keine erkennbaren Abweichungen zum DEV Standard ermittelt werden.

9.3.4 Evaluation der Analyseergebnisse

Massenbilanzen

Eine Massenbilanz vergleicht die kumulierten Frachten eines Parameters zwischen Zu- und Ablauf im Zeitraum der betrachteten Bilanzierung.

Die Analyseergebnisse wurden mithilfe von Massenbilanzen der Parameter des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB), des Gesamtstickstoffs (N_{ges}) und des Phosphors (P) auf ihre Stringenz überprüft. Die Massenbilanzen des CSB wurden zur Plausibilitätskontrolle der gemessenen Faulgasproduktion herangezogen. Die bilanzierten Parameter Phosphor und Gesamtstickstoff (N_{ges}) dienten zur Plausibilitätskontrolle der Zu- und Ablaufströme der Versuchsfaulbehälter, da eine stoffliche Überführung der beiden Parameter in die Gasphase beim anaeroben Abbau nicht stattfindet.

In der Bilanzierung des Zulaufstroms des jeweiligen Parameters wird die vorhandene Fracht im Versuchsfaulbehälter bei Bilanzierungsbeginn und bei Bilanzierungsende berücksichtigt. Die Bestimmung der Austragsströme wird dem gegenübergestellt. Als Beispiel für eine Massenbilanz ist im Folgenden die Berechnung für eine CSB-Bilanz dargestellt:

$$CSB_{\text{Input}} = CSB_{\text{FB, Start}} + CSB_{\text{Zulauf}} - CSB_{\text{FB, Ende}} \quad (\text{Gl. 9-5})$$

$$CSB_{\text{Output}} = CSB_{\text{Methan}} + CSB_{\text{Ablauf}} (+ CSB_{\text{Methan, Ablauf}}) \quad (\text{Gl. 9-6})$$

mit:

CSB_{Input}	Summe der CSB Zulaufströme	[kg]
CSB_{Output}	Summe der CSB Ablaufströme	[kg]
$CSB_{\text{FB, Start}}$	Menge an CSB im Faulbehälter zu Bilanzbeginn	[kg]
$CSB_{\text{FB, Ende}}$	Menge an CSB im Faulbehälter zu Bilanzende	[kg]
CSB_{Zulauf}	Summe des zugeführten CSB in der Schlammsuspension	[kg]
CSB_{Ablauf}	Summe des abgeführten CSB in der Schlammsuspension	[kg]
CSB_{Methan}	Summe des abgeführten CSB in der Gasphase	[kg]
$CSB_{\text{Methan, Ablauf}}$	Summe des abgeführten CSB als Methan im Ablauf	[kg]

Der Bilanzierungszeitraum sollte nach der Adaption der Mikroorganismen im Faulbehälter an das Substrat (steady state) gewählt werden und über eine Dauer von ungefähr einem Schlammalter gehen. Für den Vergleich mehrerer Systeme/Faulbehälter mit unterschiedlichen Schlammaltern ist ein einheitlicher Betrachtungszeitraum festzulegen. Dieser sollte ungefähr dem Faulbehälter mit dem höchsten Schlammalter entsprechen.

Erfahrungsgemäß gelten Bilanzen bei der Bilanzierung von Abwässern als geschlossen, wenn die Bilanzlücke kleiner gleich 10 % beträgt. Das geringe Probevolumen, hohe Verdünnungen oder die Inhomogenität der Schlammproben sowie die Dichte an durchgeführten Analysen beeinflussen die Ergebnisse bei der Bilanzierung des Schlammpfades in größerem Umfang als im Abwasserstrom. Aufgrund der beschriebenen Einflussfaktoren gelten Schlammbilanzen gegenüber dem Abwasserpfad als geschlossen, wenn die Bilanzlücke bereits kleiner gleich 15 % beträgt (Dichtl & Mieske, 2014).

Im Bild 9.15 ist exemplarisch eine CSB-Massenbilanz eines Versuchsfaulbehälters dargestellt. Die aufgeführten CSB-Frachten für den Zu- und Ablauf werden gegenübergestellt.

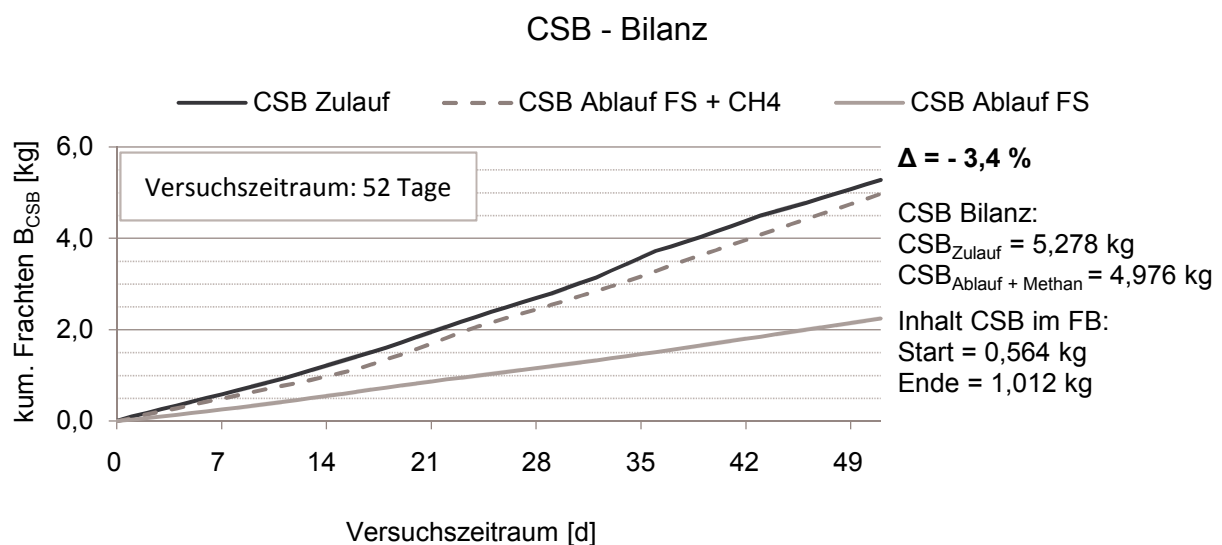


Bild 9.15: Beispiel einer grafischen Darstellung einer CSB-Bilanz.

Die graue Linie beschreibt die kumulierten CSB-Frachten, die im Faulschlamm bestimmt wurden. Der schwarze Linienvverlauf stellt die Summe der CSB-Frachten im Ablauf des Gas- und Schlammpfades dar. Der CSB von Methan im Faulgas wird durch den Umrechnungsfaktor von 3,989 g CSB/g CH₄ berechnet. Die Summe des Ablaufs ist der blauen Linie gegenübergestellt, die die Zulauffrachten an CSB in das untersuchte System aufzeigt. Die Differenz des Input-/Outputvergleichs beträgt in diesem Beispiel unter Berücksichtigung der CSB-Fracht im Versuchsfaulbehälter zu Bilanzbeginn und Bilanzende - 3,4 % (vgl. Bild 9.15).

Neben den oben erwähnten Massenbilanzen für CSB, C, N und P wurden Bilanzen zu den Gesamtfeststoffen (TR) und den darin enthaltenen organischen Stoffen (oTR) erstellt. Diese sollen vorwiegend den Erfolg der anaeroben Stabilisierung im Hinblick auf die Verringerung der (organischen) Feststofffracht bewerten.

Stabilisierungskurven

Ausgehend von den erzielten Stabilisierungsergebnissen in den Validierungsuntersuchungen erfolgte auf Grundlage einer qualitativen Bewertung eine Auswahl für die weitere Auswertung, um daraus eine Abbaufunktion zu erstellen. In die Bewertung flossen neben dem erreichten Abbaugrad η_{oTR} die Faulgasausbeute und das Einhalten der Bilanzlücken der Massenbilanzen (Plausibilitätskontrolle) mit ein.

Das jeweilige Versuchsergebnis wurde in die Auswertung mit aufgenommen, wenn

1. der Abbaugrad $\eta_{\text{oTR}} \geq 40 \%$ und
2. die spezifische Faulgasausbeute $> 350 \text{ NL/kg oTR}_{\text{zu}}$ betrug sowie
3. die Massenbilanzen für CSB, N und P sich schließen lassen konnten ($\Delta \leq \pm 15 \%$).

Die Faulschlämme, die alle Kriterien erfüllten und im Hinblick auf das Mindeststabilisierungsziel einen 40 %igen Abbaugrad der organischen Stoffe erreichten bzw. überschritten haben, sollten sicherstellen, dass nach Ermittlung der Abbaufunktion auch das ermittelte, temperaturabhängige Schlammalter eine hinreichende Stabilisierung gewährleistet.

Die Erstellung der Stabilisierungskurven aus der Ausgleichungsfunktion erfolgte mit einem Programm zur Kurvenanpassung (curve fitting) namens Table Curve2d (Fa. SYSTAT). Das Programm kann nichtlineare Regressionen mithilfe der Trust-Region-Strategie (Modifizierung des Gauß-Newton-Verfahrens) auf Grundlage des Levenberg-Marquardt-Algorithmus erzeugen. Die numerischen Optimierungsalgorithmen zur Lösung nichtlinearer Ausgleichsprobleme sind für beliebig vorgebbare Funktionen mit mehreren Parametern geeignet (Hanke-Bourgeois, 2009). Dem anaeroben Abbau wird ein nichtlinearer Verlauf des Schlammalters über die Temperatur unterstellt. Das DWA-M 368 (2014) beschreibt, dass der Abbau der leicht abbaubaren Stoffe nach einer Reaktion 1. Ordnung erfolgt. Darauf basierend wurden in dem Merkblatt die Gleichungen (Gl. 2-2) und (Gl. 2-4) zur Beschreibung des Hydrolysevorgangs als geschwindigkeitslimitierenden Prozess verwendet (vgl. Abschnitt 2).

Im Falle einer Reaktion 1. Ordnung nennen Braha & Groza (2006) die Verknappung des Nahrungsangebotes (Kohlenstoff-Verbindungen) als modellspezifische Randbedingung für den stattfindenden Stoffumsatz. Bei einer Reaktion 2. Ordnung ist ebenfalls eine Abhängigkeit von der Konzentration der Ausgangsstoffe vorhanden (Tchobanoglous, et al., 2014). Dabei reagieren zwei Edukte zu einem oder mehreren Produkten. In diesem Fall wäre die Reaktion 2. Ordnung der geschwindigkeitslimitierende Vorgang. Die Modellprüfung einer Reaktion 2. Ordnung erfordert Rechnerleistung zur Anpassung der nichtlinearen Regressionen (Iteration) (Braha & Groza, 2006).

Das Programm Table Curve2d rechnet mehrere Modelle (0. bis n. Ordnung) einzeln und in Kombination durch. Für den anaeroben Abbau sind nur Reaktionen 1. bis max. 2. Ordnung (Substratabnahme) sinnvolle Beschreibungsgrößen. Laut Bauerfeld (2012a) sollen

für die Modellapproximation biologischer Datenreihen die Empfehlungen nach Motulsky und Christopoulos (2004) gelten. Demnach wurden bei der Anpassung der Näherungsfunktion jeweils der Regressionskoeffizient, der Standardfehler und der 95 %-Konfidenzintervall berücksichtigt.

Normierung des Abbaugrades

Für die Versuchsreihen wurden je nach zu faulender Temperatur unterschiedliche Schlammalter ausgewählt und manuell (vor-)eingestellt. Die in den Versuchen erzielten Abbaugrade erreichten unterschiedliche Abbaugrade (max. Differenz ~ 11 %-Punkte) und damit auch eine anders zu wichtende Qualität des einzelnen Ergebnisses. So hätte beispielsweise ein Schlamm mit einem Abbaugrad von $\eta_{OTR} = 50 \%$ das Stabilisierungsziel von $\eta_{OTR} \geq 40 \%$ einige Tage früher erreichen können. Andere Schlämme erreichten unter den eingestellten Bedingungen das Stabilisierungsziel nur knapp. Eine Überinterpretation der hohen Schlammalter, die das Stabilisierungsziel weit übertroffen haben, wäre das Resultat.

Bezieht man den Abbaugrad mit in die Auswertung mit ein, so entsteht ein 3D-Modell. Den jeweiligen Abbaugrad η_{OTR} beim Vergleich von Faultemperatur und Schlammalter so zu berücksichtigen, dass ein für die Versuchsergebnisse vergleichbares Schlammalter erzeugt wird, war das Ziel. Hierfür sollte das Schlammalter normiert werden. Die Normierung der real erzeugten Schlammalter auf das erforderliche Schlammalter des gewünschten Stabilisierungsziels erfolgte mithilfe des Quotienten aus Schlammalter und Abbaugrad (t_{TS}/η_{OTR}). Das t_{TS}/η_{OTR} -Verhältnis wurde gewählt, um für einen ausgesuchten Abbaugrad (z. B. $\eta_{OTR} = 45 \%$) die erforderlichen temperaturabhängigen Schlammalter zu bestimmen. Dafür wurden die Quotienten der Versuchsergebnisse in Table Curve2d ausgewertet, um daraus eine geglättete Kurve erzeugen zu können. Durch das Einsetzen des frei wählbaren Abbaugrades konnten jeweils normierte Schlammalter generiert werden.

10 Darstellung und Analyse der Validierungsergebnisse

Aufgrund der bekannten temperaturabhängigen Geschwindigkeitsraten im Stoffumsatz der (anaeroben) Biozönose sollte der Bereich von Faultemperaturen zwischen 25 °C und 34 °C mithilfe von Validierungsuntersuchungen (Versuchsreihen #1 bis #4) genauer ergründet werden. Insgesamt liegen wenige Literaturdaten für den oben genannten Bereich vor. Zudem beziehen sich die meisten Literaturangaben für den niedrig-mesophilen Bereich auf Versuche im diskontinuierlichen Batch-Betrieb.

In den folgenden Kapiteln wird daher gezielt auf das temperaturabhängige anaerobe Abbauverhalten aus den quasikontinuierlichen Validierungsuntersuchungen im Technikumsmaßstab für den niedrig-mesophilen Temperaturbereich (20 °C bis 34 °C) eingegangen. Aufgrund des skalierbaren Versuchsaufbaus infolge des Faulschlammvolumens der Versuchsfaulbehälter (50 L) und des quasi-kontinuierlichen Beschickungszyklus wurden die Versuche mit den tatsächlich anfallenden Rohschlämmen der großtechnischen Anlage durchgeführt. Um einen möglichst genauen Faulbehälterbetrieb zu simulieren, wurden die anfallenden Rohschlämme mit deren natürlichen Schwankungen in der Klärschlammbeschaffenheit verwendet.

Die ermittelten Ergebnisse beruhen auf den im Abschnitt 7.1 erläuterten Stabilisierungskriterien.

10.1 Beurteilung des Faulprozesses im niedrig-mesophilen Temperaturbereich

Da sich Parameter wie spezifische Faulgasausbeute, organische Feststoffreduktion und pH-Wert in unauffälligen/üblichen Leistungsbereichen aufhielten (s. folgende Abschnitte), konnte im adaptierten Gleichgewichtszustand auf einen stabilen Prozessablauf in den fünf Versuchsfaulbehältern geschlossen werden. Bei für Faulschlämme üblichen pH-Werten zwischen 6,5 und 7,5, wobei 7,5 auf ein meist sehr gutes Faulergebnis hindeutet, lassen die pH-Werte von > 7,0 auf gut ausgefaulte Klärschlämme in den Versuchsfaulbehältern schließen.

Während des ersten Dauerbetriebs des Versuchscontainers in Kayseri wurden Probleme bei der Beschickung der Versuchsbehälter festgestellt. Die Störungen beim Beschickungsvorgang betrafen vor allem den Versuchsfaulbehälter R1 und standen vermutlich mit der Rohrleitungsgeometrie im Zulaufbereich von R1 im Zusammenhang. Die Folge waren schwankende Zulauf- und Ablaufmengen, die Einfluss auf das Schlammalter und das Abbauverhalten hatten.

Nach einigen Modifizierungen an der Anlage während der Einfahrphase der Versuchsreihe #1 konnte ein konstanter Betrieb für die restlichen Faulbehälter R2 bis R5 realisiert werden. Lediglich dem Versuchsfaulbehälter R1 konnte kein konstanter Betrieb attestiert

werden, trotz einiger Änderungen an den Zulaufbauteilen (Rohrleitung und elektr. Schieber). R1 wurde trotzdem weiter betrieben, aber es wurden in den Versuchsreihen #1 bis #3 abweichend von der Solleinstellung deutlich zu hohe Schlammalter festgestellt. Ein konstanter Betrieb konnte erst am neuen Standort Konya nach mehreren Revisionen erzielt werden, sodass erst in der letzten Versuchsphase (#4) ein thermophiler Abbauvorversuch erfolgreich betrieben werden konnte.

In Summe standen für die Evaluierung vier Versuchsreihen mit je fünf Versuchseinstellungen zur Verfügung, die insgesamt über 10 Monate in Kayseri und über 9,5 Monate in Konya betrieben wurden.

10.1.1 Massenbilanzen

Wie zuvor beschrieben wurden Massenbilanzen erstellt, um die Zu- und Ablaufströme der untersuchten Parameter vergleichen und die erzielten Ergebnisse validieren zu können. Als Bilanzierungszeiträume wurde zum Ende jeder Versuchsreihe ein Bilanzierungszeitraum festgelegt (vgl. Versuchsprogramm 9.1.4). In der Tabelle 10.1 sind die Bilanzlücken für die Parameter CSB, N_{ges} und P_{ges} aus den ersten Versuchsreihen #1 und #2 in Kayseri für die Versuchsfaulbehälter R1 bis R5 aufgelistet. Zudem sind noch die Faultemperatur (T_{Faul}) und das bilanzierte Schlammalter ($t_{\text{TS,blz}}$) mit aufgeführt. Eine genaue Auflistung der Massenströme ist dem Anhang zu entnehmen. Wie in Abschnitt 10.1 bereits erwähnt, wird bei der Ergebnisdarstellung für den Versuchsbehälter R1 nur auf die Ergebnisse aus der Versuchsreihe #4 eingegangen, da kein konstanter Betrieb sichergestellt werden konnte.

In den Tabelle 10.1 und Tabelle 10.2 sind die verworfenen Ergebnisse durchgestrichen dargestellt (R1).

Tabelle 10.1: Zusammenfassung der Bilanzlücken der Faulversuche in Kayseri.

KAYSERI	Versuchsreihe #1: PS ^{a)}					Versuchsreihe #2: PS+ÜS ^{b)}			
	T_{Faul}	$t_{\text{TS,blz}}$	ΔCSB	ΔN_{ges}	ΔP_{ges}	$t_{\text{TS,blz}}$	ΔCSB	ΔN_{ges}	ΔP_{ges}
	[°C]	[d]	[%]	[%]	[%]	[d]	[%]	[%]	[%]
R1	55	23	-48,7	23,0	-20,8	21	-14,5	-11,8	-35,3
R2	27	26	-3,9	1,8	-14,6	30	2,9	-7,8	-7,2
R3	35	20	4,5	0,7	-6,7	22	-6,5	4,2	-10,5
R4	30	20	1,0	5,4	-12,8	22	3,2	-8,5	-15,3
R5	26	23	4,9	1,3	-1,2	26	-2,5	-1,4	-7,0

a) Bilanzzeitraum: 27 Tage

b) Bilanzzeitraum: 27 Tage

Die Versuchsreihen #1 und #2 wurden jeweils über einen Zeitraum von 27 Tagen bilanziert. Dies entspricht (ungefähr) dem Schlammalter von R2, der damit den Bilanzierungszeitraum der ersten beiden Versuchsreihen festlegte (vgl. 9.3.4). Für beide Versuchsreihen in Kayseri ergaben sich für die Versuchsfaulbehälter R2 bis R5 geschlossene Massenbilanzen ($\leq \pm 15 \%$).

Lediglich in der Versuchsreihe #2 ist bei R4 eine Überschreitung um 0,3 %-Punkte (-15,3 %) der zulässigen Bilanzlücke für den Gesamtphosphor ermittelt worden. Da die Bilanzen der Versuchsfaulbehälter untereinander stets die gleichen Tendenzen (Vorzeichen) aufwiesen bzw. einheitlich gegen Null gingen, kann diese Bilanz trotzdem als geschlossen angesehen werden. Es gab keine Hinweise darauf, dass die Stringenz der Bilanzierung nicht eingehalten wurde.

Tabelle 10.2 fasst die Bilanzierungsergebnisse der Versuchsreihen in Konya zusammen.

Tabelle 10.2: Zusammenfassung der Bilanzlücken der Faulversuche in Konya.

KONYA	Versuchsreihe #3: PS + ÜS ^{a)}					Versuchsreihe #4: PS + ÜS ^{b)}			
	T _{Faul}	t _{TS,blz}	Δ CSB	Δ N _{ges}	Δ P _{ges}	t _{TS,blz}	Δ CSB	Δ N _{ges}	Δ P _{ges}
	[°C]	[d]	[%]	[%]	[%]	[d]	[%]	[%]	[%]
R1	55	47	-4,8	23,6	14,2	7	13,0	1,4	-7,5
R2	27	32	-3,2	5,6	13,7	27	4,6	12,1	-0,7
R3	35	20	-13,2	4,3	5,2	14	-1,0	10,9	4,3
R4	30	20	-14,2	9,0	5,9	20	10,0	5,0	-7,2
R5	26	28	-0,7	7,0	2,9	25	14,6	11,4	-2,9

^{a)} Bilanzzeitraum: 32 Tage

^{b)} Bilanzzeitraum: 31 Tage

Wie in Kayseri wurden ebenso für die Faulversuche in Konya (Versuchsreihen #3 und #4) Massenbilanzen zur Plausibilitätskontrolle der betrachteten Systeme durchgeführt. Der Bilanzierungszeitraum orientierte sich wie in den ersten beiden Versuchsreihen mit 32 Tagen am Schlammalter des Versuchsfaulbehälters R2 ($t_{\text{TS,blz}} = 32 \text{ d}$ bzw. 27 d). In Tabelle 10.2 sind für die Versuchsfaulbehälter R1 bis R5 unter Angabe der Faultemperatur und des bilanzierten Schlammalters die Bilanzlücken für die Parameter CSB, N_{ges} und P_{ges} aufgelistet.

Die Bilanzen für die Versuchsreihen konnten bis auf Versuchsfaulbehälter R1 in der Versuchsreihe #3 alle geschlossen werden. Bei R1 in #3 ergab sich für den Kontrollparameter N_{ges} eine Bilanzlücke von 23,6 %, die aufgrund der fortschreitenden Modifizierungen an der Versuchsanlage gegenüber den Ergebnissen für R1 aus Kayseri eine Verbesserung darstellte. Analog zum oben beschriebenen Vorgehen wurden die Ergebnisse von R1 aus der Versuchsreihe #3 nicht weiter in der späteren Auswertung berücksichtigt. In

der vierten Versuchsreihe wurde auch für R1 ein konstanter Faulbehälterbetrieb erreicht, und die Bilanzen ließen sich schließen (vgl. Tabelle 10.2). Für die Versuchsreihe #3 wurden wie auch zuvor für R2 bis R5 alle Bilanzen geschlossen. In der Versuchsreihe #4 konnte für die Versuchsfaulbehälter R1 bis R5 die Bilanzierbarkeit festgestellt werden.

Eine genaue Auflistung der Zu- und Ablaufströme unter Angabe der jeweiligen Frachten für die Versuchsreihen #1 bis #4 kann im Anhang A.3 eingesehen werden.

10.1.2 Abbauverhalten der organischen Stoffe

Durch die anaeroben Umsetzungsprozesse im Faulbehälter werden üblicherweise die organischen Stoffe um einen Abbaugrad η_{OTR} von ca. 40 % bis zu 60 % reduziert und gilt damit als stabilisiert (vgl. 7.1.3).

Aufbauend auf die im Abschnitt 7.1.3 aus der Literatur zusammengetragenen Erläuterungen zum Abbaugrad η_{OTR} wird für die Versuchsergebnisse festgelegt, dass mit dem Erreichen eines Abbaugrades von $\eta_{\text{OTR}} \geq 40$ % der jeweils untersuchte Faulschlamm das Stabilisierungskriterium für den organischen Abbau erfüllt.

Im Bild 10.1 sind die Ergebnisse zum Abbauverhalten aus den vier Versuchsreihen in der Türkei zusammengefasst. Es zeigt die Abbaugrade der organischen Stoffe, die der Faultemperatur gegenübergestellt sind.

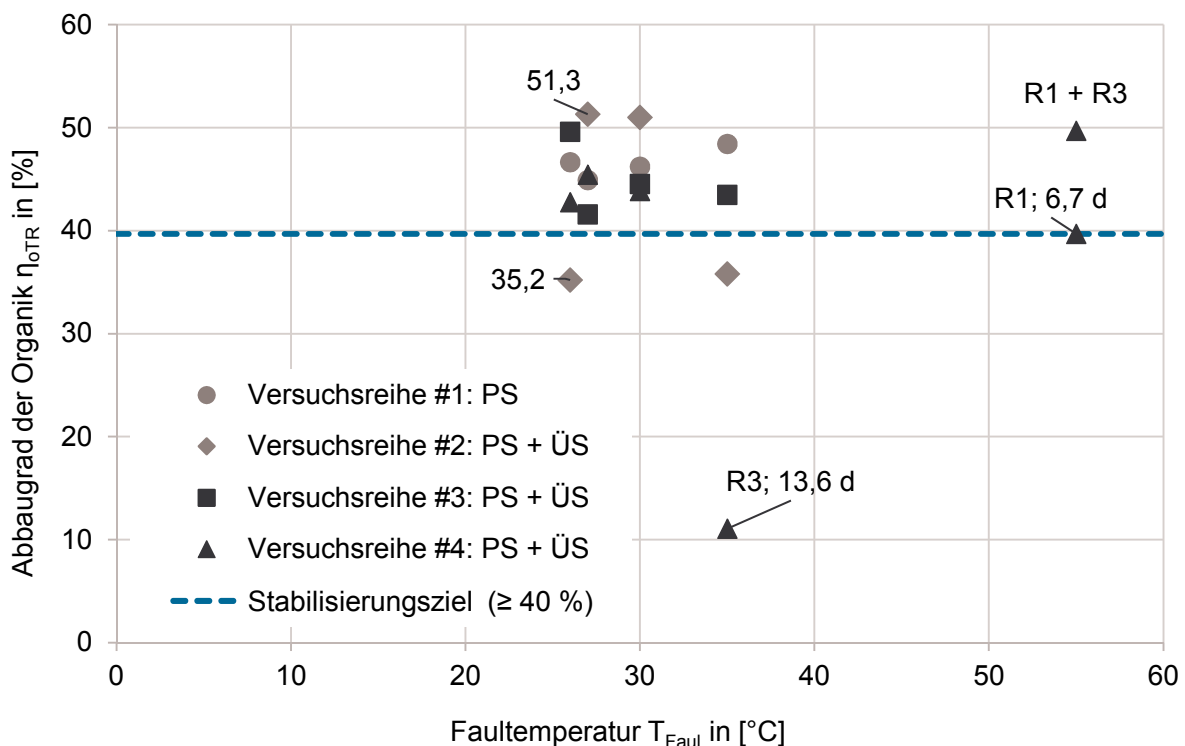


Bild 10.1: Abbaugrade der organischen Stoffe aus den Versuchsreihen #1 bis #4 in der Türkei.

Bei einem $\eta_{\text{OTR}} = 40$ % markiert die blaue gestrichelte Linie das zu erreichende Mindeststabilisierungsziel. 13 von 17 der in der Auswertung befindlichen Faulversuche erreichten

einen $\eta_{\text{oTR}} > 40 \%$. Hinzu kommt R1 (Versuchsreihe #4), der bei 55 °C Faultemperatur und 6,7 Tagen Schlammalter mit $\eta_{\text{oTR}} = 39,7 \%$ das Stabilisierungsziel quasi erreicht hat, da die Bestimmung des Abbaugrades einer gewissen Unschärfe unterliegt. Insgesamt dreimal wurde das Stabilisierungsziel nicht erreicht. Neben den Versuchsfaulbehältern R3 und R5 aus der Versuchsreihe #2 erreichte auch R3 aus Versuchsreihe #4 nicht das erforderliche Stabilisierungsziel. R3 (in #4) bildete die zweite Kaskade, wurde beim Reihenbetrieb dem Versuchsfaulbehälter R1 nachgeschaltet und dementsprechend mit Faulschlamm aus R1 beschickt. Der höchste und der geringste erreichte Abbaugrad η_{oTR} wurde jeweils im Versuchsfaulbehälter R2 bei $T_{\text{Faul}} = 27 \text{ °C}$ erzielt. Bei einem Schlammalter von $t_{\text{TS}} = 30$ Tagen konnte ein Abbaugrad von $\eta_{\text{oTR}} = 51,3 \%$ (Versuchsreihe #2, PS) und bei einem Schlammalter von 27 Tagen ein Abbaugrad von $\eta_{\text{oTR}} = 35,2 \%$ (Versuchsreihe #4, PS + ÜS) ermittelt werden.

In Tabelle 10.3 (Kayseri) und Tabelle 10.4 (Konya) sind für alle Versuchsfaulbehälter der jeweilige Abbaugrad η_{oTR} aufgeführt, der sich aus den kumulierten Tagesfrachten zum Bilanzende ergeben hat. Außerdem sind in den Tabellen die Abbaugrade des zugeführten CSB (η_{CSB}) und der Feststoffmasse (η_{TR}) sowie das ermittelte CSB/oTR Verhältnis enthalten.

Die Ergebnisse der Versuchsreihen #1 und #2 sind dabei in Tabelle 10.3 zusammengefasst. In Versuchsreihe #1 wurden in Kayseri zunächst Primärschlamm und in Versuchsreihe #2 Primär- und Überschussschlamm als Rohschlamm gefault. Aufgrund des zu erwartenden schlechteren Abbauverhaltens durch den Überschussschlammanteil in #2 wurde das Schlammalter der Versuchsfaulbehälter im Vorfeld angehoben (Tabelle 10.3).

Tabelle 10.3: Abbaugrade der organischen Stoffe und des CSB der Versuchsreihen #1 und #2.

KAYSERI		Versuchsreihe #1: PS					Versuchsreihe #2: PS + ÜS				
	T_{Faul}	$t_{\text{TS,blz}}$	η_{TR}	η_{oTR}	η_{CSB}	$\frac{\text{CSB}_{\text{zu}}}{\text{oTR}_{\text{zu}}}$	$t_{\text{TS,blz}}$	η_{TR}	η_{oTR}	η_{CSB}	$\frac{\text{CSB}_{\text{zu}}}{\text{oTR}_{\text{zu}}}$
	[°C]	[d]	[%]	[%]	[%]	[-]	[d]	[%]	[%]	[%]	[-]
R1	55	23	22	30,9	4	1,7	21	28	35,8	41	1,6
R2	27	26	33	44,9	70	1,7	30	42	51,3	67	1,6
R3	35	20	36	48,4	62	1,7	22	29	35,8	43	1,6
R4	30	20	33	46,2	62	1,7	22	38	51,0	70	1,6
R5	26	23	34	46,7	65	1,7	26	29	35,2	52	1,6

In Tabelle 10.3 ist das Verhältnis des zugeführten CSB zum zugeführten oTR ($\text{CSB}_{\text{zu}}/\text{oTR}_{\text{zu}}$) als zusätzlicher Kontrollparameter aufgeführt. Für jeden Versuchsfaulbehälter wurde das Verhältnis im jeweiligen Bilanzierungszeitraum über die kumulierten Frachten ermittelt. Das CSB/oTR-Verhältnis verdeutlicht ergänzend zu den Massenbilanzen, dass mit den bilanzierten kumulierten CSB- und oTR-Frachten im Zulaufstrom der Versuchsfaulbehälter das gleiche CSB/oTR-Verhältnis in den jeweiligen Versuchsreihen abgebildet werden konnte (Plausibilitätskontrolle).

Des Weiteren gibt das CSB/oTR-Verhältnis Hinweise auf die zugeführte Rohschlammqualität (vgl. 7.1.4). In Versuchsreihe #1 lag das CSB/oTR-Verhältnis bei 1,7 g O₂/g oTR gegenüber #2 mit 1,6 g O₂/g oTR. Die Verhältnisänderung zwischen den beiden Versuchsreihen wird im Wechsel von Primärschlamm in Versuchsreihe #1 auf Primärschlamm plus Überschussschlamm in #2 vermutet. Auch ein saisonaler Einfluss auf die Rohschlammqualität hatte womöglich einen Einfluss. Die erste Versuchsreihe fand in der kälteren Jahreshälfte (Januar bis Mai) und die Versuchsreihe #2 im Sommer und Frühherbst (Juni bis Oktober) statt. Aus den Auswertungen der Betriebstagebücher der Kläranlage Kayseri ging hervor, dass über die Sommermonate steigende Abwassermengen erfasst wurden. Es wird davon ausgegangen, dass aufgrund des Tourismus höhere Frachten organischer Stoffe im Sommer eingeleitet wurden. Ein Vorabbau an leicht verfügbaren organischen Verbindungen in der Kanalisation hat vermutlich den Unterschied gegenüber der kälteren Jahreshälfte gewissermaßen kompensiert, sodass hauptsächlich das gewechselte Substrat (von PS auf PS + ÜS) für die Verringerung des CSB/oTR-Verhältnisses verantwortlich war.

Tabelle 10.3 zeigt die Abbaugrade für die Versuchsreihen #1 und #2, die innerhalb ihres jeweils bilanzierten Schlammalters ($t_{\text{TS},\text{blz}}$) erzielt wurden. Die Reduktion der Gesamtfeststoffe η_{TR} lagen im Mittel bei 34 % (#1 mit PS) und 35 % (#2 mit PS + ÜS).

Die Abbaugrade der Organik η_{oTR} von R2 bis R5 erreichten in Versuchsreihe #1 zwischen 44,9 % (R2) und 48,4 % (R3). Der als Referenz angesetzte Versuchsfaulbehälter R3 ($T_{\text{Faul}} = 35^\circ\text{C}$) wies neben dem höchsten Abbaugrad an organischer Substanz auch die höchste Reduktion der Gesamtfeststoffe auf. Nur beim Abbaugrad des CSB mit $\eta_{\text{CSB}} = 62\%$ konnte R3 nicht den höchsten Wert innerhalb der Versuchsreihe erzielen.

Da alle fünf Reaktoren während der Versuche mit dem gleichen Rohschlamm beschickt wurden, lässt sich ein möglicher analytischer Fehler ausschließlich auf den Faulschlamm von R3 eingrenzen. Ein als analytischer Fehler erkennbarer Ausreißer für den CSB im Faulschlamm konnte bei der Sichtung der Rohdaten nicht eindeutig ermittelt werden. Im Kontext zu den Versuchsfaulbehältern R2, R4 und R5 deutet der geringe η_{CSB} im Faulschlamm von R3 auf einen höheren Gehalt an organischen Säuren hin. Diesen Effekt beschreiben Roediger et. al. (1990), die bei hohen Konzentrationen an wasserdampf-flüchtigen organischen Säuren im Faulschlamm die Unterschiede bei den Abbaugraden η_{oTR} und η_{C} ($\eta_{\text{C}} \approx \eta_{\text{CSB}}$) feststellen konnten.

Grund für die Abweichungen ist, dass die organischen Säuren im Faulschlammwasser flüchtig sind und beim Trocknungs- und Glühvorgang entweichen. Dadurch täuschen sie einen höheren Glühverlust vor (Roediger et al., 1990). Organische Säuren werden jedoch bei der CSB Bestimmung mittels Kuvettentest mit erfasst, sodass sich Unterschiede zum jeweiligen Abbaugrad ergeben. Zwar beschreiben Roediger et. al. diesen Effekt nur bei geringem Schlammalter, jedoch kann bei dem untersuchten Rohschlamm davon ausgegangen werden, dass aufgrund der geringen Anfangskonzentrationen an gelöstem CSB auch die Entstehung von organischen Säuren zeitlich verzögert stattgefunden hat. Der oben beschriebene Effekt kann demnach auch bei höheren Schlammaltern auftreten. Weil nur wenige leicht verfügbare Stoffe zum direkten Umsatz vorliegen, sind die versäuernden Mikroorganismen auf die Produkte aus der Hydrolysephase (Polymere Substrate) angewiesen. Durch diese direkte Abhängigkeit der versäuernden Bakterien ergibt sich eine zeitliche Verzögerung im gesamten Prozess des anaeroben Abbaus.

Auch die gemessenen pH-Werte des Faulschlammes deuten darauf hin, dass ein erhöhter Gehalt an organischen Säuren vorlag. Zehn Tage vor Beginn des untersuchten Bilanzzeitraums betrug der pH-Wert des Faulschlamm im Mittel 7,2 und sank zum Versuchsende (letzte 10 Tage) auf pH = 7,0. Ausgehend davon, dass R3 im betrachteten Versuchszeitraum erhöhte Konzentrationen an organischen Säuren aufgewiesen hat, konnte dementsprechend der tatsächliche organische Abbaugrad in der ersten Versuchsreihe geringer ausgefallen sein. Versuchsfaulbehälter R3 lag dann schätzungsweise in einer Größenordnung von Versuchsfaulbehälter R4.

In der Versuchsreihe #2 (PS + ÜS) lag der jeweilige Abbaugrad der organischen Stoffe zwischen 35,2 % (R5; 26 °C) und 51,3 % (R2; 27 °C). Mit einer Faultemperatur von 30 °C erreichte R4 einen η_{OTR} von 51,0 %. Der im Versuchsfaulbehälter R3 (Referenz) gefaulte Rohschlamm erreichte einen η_{OTR} von 35,8 %. Analog zum η_{OTR} ist der η_{CSB} (R3 = 43 %; R5 = 52 %) gleichermaßen verringert. Eine stichhaltige Ursache konnte für den Unterschied zwischen den beiden Reaktorpaaren R2 und R4 sowie R3 und R5 nicht genau bestimmt werden. Es wird vermutet, dass die Adaption der Biozönose an das neue Rohschlammgemisch trotz einer Einfahrphase von drei Schlammaltern noch nicht vollständig abgeschlossen war. Bei den Versuchsfaulbehältern R3 und R5 wird ein verlangsamer Abbau der organischen Inhaltsstoffe vermutet. Möglicherweise waren noch nicht abgebaute organische Säuren aus der Einfahrphase der Versuchsreihe die Ursache, sodass sich auch nach der Adaptionszeit von drei Schlammaltern kein vollends stabiler Betrieb einstellte, wie er im Sinne eines steady state zu verstehen ist ein.

Die Versuchsfaulbehälter R3 und R5 der Versuchsreihe #2 haben das Stabilisierungsziel von $\eta_{\text{OTR}} \geq 40$ % nicht erreicht und finden in der später folgenden Auswertung keine Berücksichtigung.

Für die Versuchsreihen #3 und #4, die in Konya stattfanden, sind in Tabelle 10.4 analog zur obigen Tabelle den fünf Versuchsfaulbehältern die entsprechenden Abbaugrade und

das CSB/oTR Verhältnis gegenübergestellt. R1 und R3 wurden in der Versuchsreihe #4 in Reihe betrieben. R1 faulte als erste Stufe Rohschlamm unter thermophilen Bedingungen, dessen Ablauf in R3 mesophil nachgefault wurde.

Tabelle 10.4: Abbaugrade der organischen Stoffe und des CSB der Versuchsreihen #3 und #4.

KONYA	Versuchsreihe #3: PS + ÜS						Versuchsreihe #4: PS + ÜS				
	T_{Faul}	$t_{\text{TS,blz}}$	η_{TR}	η_{oTR}	η_{CSB}	$\frac{\text{CSB}_{\text{zu}}}{\text{oTR}_{\text{zu}}}$	$t_{\text{TS,blz}}$	η_{TR}	η_{oTR}	η_{CSB}	$\frac{\text{CSB}_{\text{zu}}}{\text{oTR}_{\text{zu}}}$
	[°C]	[d]	[%]	[%]	[%]	[g O ₂ /g oTR]	[d]	[%]	[%]	[%]	[g O ₂ /g oTR]
R1	55	17	33	37,5	28	1,6	7	28	39,7	45	1,5
R2	27	32	32	41,6	47	1,6	27	25	45,4	49	1,5
R3	35	20	33	43,5	48	1,6	14	4	11,1	18	1,5
R4	30	20	33	44,5	50	1,6	20	28	43,9	51	1,5
R5	26	28	38	49,6	51	1,6	25	31	42,8	50	1,5
R1/ R3	55/ 35	--	--	--	--	--	20	57	49,7	63	--

Die angegebenen Ergebnisse beziehen sich auf das für den jeweiligen Versuchsfaulbehälter ermittelte Schlammalter. Der Betrachtungszeitraum ist wieder derjenige, der auch für die Bilanzierungen (32 d in #1 und 31 d in #2) herangezogen wurde. Die Reduktion der Gesamtfeststoffe lag in der Versuchsreihe #3 bei durchschnittlich 34 %, wobei R5 mit $\eta_{\text{TR}} = 38$ % den höchsten Abbaugrad aufweisen konnte und R2 bis R4 bei ca. $\eta_{\text{TR}} = 33$ % lagen.

In Versuchsreihe #3 wurden Abbaugrade der organischen Stoffe zwischen 41,6 % (R2) und 49,6 % (R5) erreicht. Versuchsfaulbehälter R2 (27 °C) erreichte mit $t_{\text{TS}} = 32$ Tagen das zweithöchste Schlammalter und den geringsten Abbaugrad η_{oTR} , R5 (26 °C) konnte den höchsten Abbaugrad in nur 27 Tagen erzielen.

In der letzten Versuchsreihe (#4) erzielte der Versuchsfaulbehälter R2 einen $\eta_{\text{oTR}} = 45,4$ %. R4 und R5 erreichten 43,9 % und 42,8 %. In Versuchsreihe #4 wurde ein verkürztes Schlammalter in R2 (-5 Tage) und R5 (-3 Tage) gegenüber der Versuchsreihe #3 eingestellt. Trotzdem konnte in Versuchsreihe #4 ein ähnlicher Abbau an organischen Stoffen wie in der vorherigen Versuchsreihe #3 festgestellt werden.

Für den Versuchsfaulbehälter R1 konnten in der letzten Versuchsreihe #4 stabile Bedingungen erzeugt werden. R1 wurde als thermophile erste Kaskade betrieben, und Versuchsfaulbehälter R3 wurde anschließend mit dem Ablaufschlamm von R1 beschickt. Der Versuchsfaulbehälter R1 wurde auch einzeln bilanziert. Die Bilanzen für R1 konnten in der Versuchsreihe #4 geschlossen werden. Der Versuchsfaulbehälter R1 erreichte bei einer Temperatur von $T_{\text{Faul}} = 55\text{ °C}$ und einem Schlammalter von 6,7 d mit dem Abbaugrad $\eta_{\text{oTR}} = 39,7\text{ \%}$ quasi genau das Mindeststabilisierungsziel. Die Versuchsfaulbehälter R1 und R3 im Kaskadenbetrieb wiesen in der Einzelbetrachtung 39,7 % und 11,1 % auf (Ablauf von R1). Die Gesamtbetrachtung beider Systeme ergab einen Abbaugrad η_{oTR} von 49,7 %.

Das CSB/oTR Verhältnis war in der Versuchsreihe #4 mit 1,5 g O₂/g oTR im zugeführten Rohschlamm gegenüber der Versuchsreihe #3 (1,6 g O₂/g oTR) geringer und lässt einen saisonalen Einfluss auf die Rohschlammqualität vermuten. Die Versuchsreihe #3 wurde zwar in den Wintermonaten und die Versuchsreihe #4 im Sommer durchgeführt. Jedoch konnte in Konya ein noch größerer Abwasseranfall im Sommer gegenüber Kayseri festgestellt werden (ausgenommen Schneeschmelzen im Frühjahr), der auf den überwiegend in den Sommermonaten vorherrschenden Tourismus zurückzuführen ist.

Für die Versuchsreihen #1 und #2 konnte kein saisonaler Einfluss auf die Rohschlammqualität erfasst werden. Der Unterschied im CSB/oTR Verhältnis zwischen den beiden Versuchsreihen entstand aufgrund unterschiedlich verwendeter Rohschlämme (PS in #1 und PS + ÜS in #2; vgl. Tabelle 10.3).

Während der Versuchsreihe #3 wurden Abbaugrade an CSB zwischen 47 % (R2) und 51 % (R5) erreicht. In der Versuchsreihe #4 wurden Abbaugrade für den CSB zwischen 45 % und 51 % erzielt. Die in Kaskaden betriebenen Versuchsfaulbehälter (R1 + R3) erreichten insgesamt eine CSB Reduktion um 63 %.

Die Reduktion des CSB blieb in allen vier Versuchsreihen unterhalb der von den Literaturwerten beschriebenen Abbaugraden von ca. 80 %. Das lässt sich mit den geringen CSB- und CSB_r-Konzentrationen im Zulauf begründen.

10.1.3 Faulgasausbeute

Die Entwicklung der spezifischen Faulgasausbeute über den Zeitraum von 32 Versuchstagen wird exemplarisch im Bild 10.2 anhand der Gasentwicklung des Versuchsfaulbehälters R3 (35 °C) in Versuchsreihe #3 (PS+ÜS; Konya) verdeutlicht. Die schwarzgepunktete Kurve stellt die tägliche Gasproduktion des Versuchsfaulbehälters R3 bezogen auf den zugeführten organischen Trockenrückstand in Normliter dar (tägliche spezifische Faulgasausbeute). Die blaue Kurve beschreibt die kumulierten Werte aus produziertem Faulgas bezogen auf die kumulierte Zulauffracht an oTR. Ferner wird in der grau gestrichelten Kurve die über den Zeitraum eines Schlammalters (HRT = 20 d) gemittelte,

kumulative Faulgasproduktion wiedergegeben. Die Entwicklung der Gasqualität ist ebenfalls im Bild aufgeführt und wurde wöchentlich in der Bilanzierungsphase bestimmt.

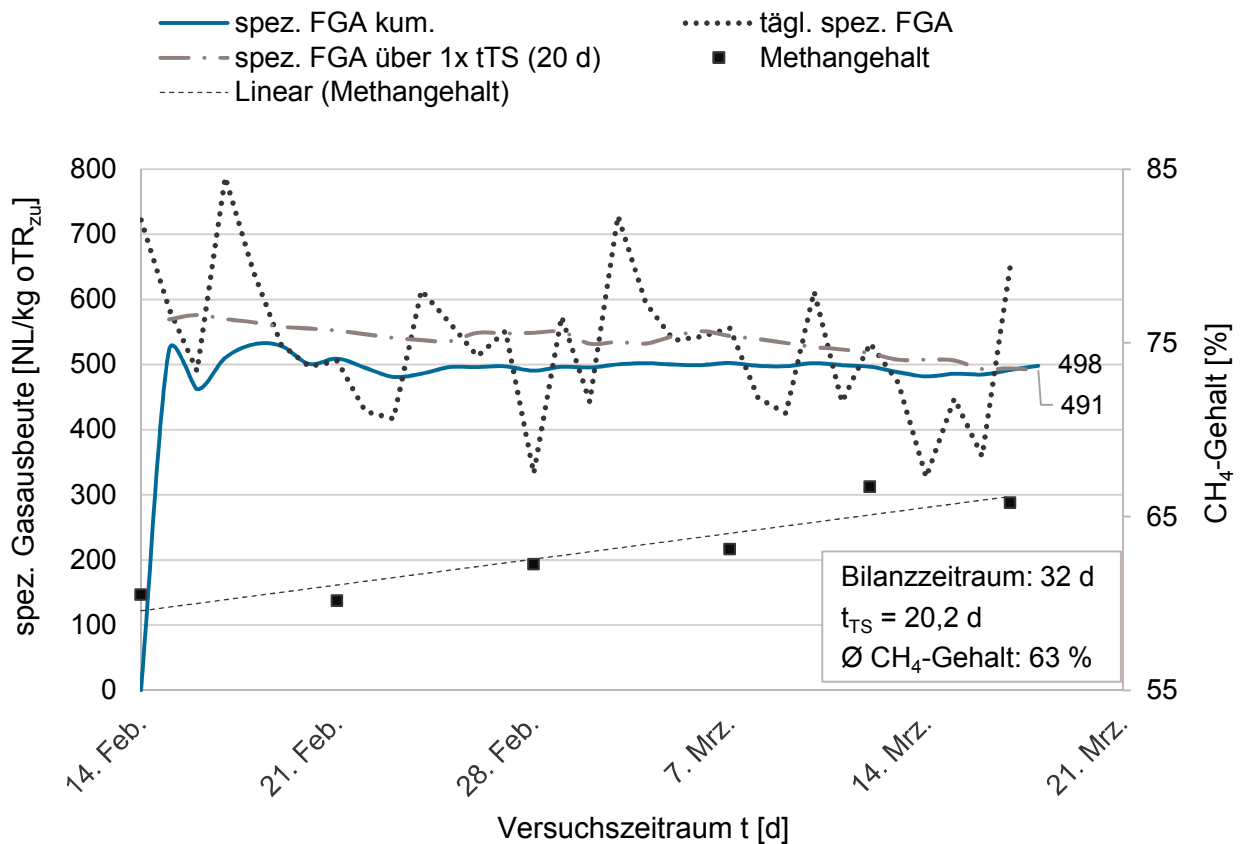


Bild 10.2: Grafische Darstellung der spez. Gasausbeute sowie Methangehalte von R3 aus #3.

Der Versuchsfaulbehälter R3 wurde über die gesamte Versuchsdauer unter gleichen Betriebsbedingungen betrieben, also mit einer täglichen Beschickung von durchschnittlich 2,5 L Rohschlamm ($t_{TS,blz} = 20,2$ d), und war in seinem Faulverhalten stets als stabil anzusehen. Der Vergleich der kumulativen spezifischen Gasproduktion mit dem gleitenden 20-Tage-Durchschnitt zeigt eine Annäherung der beiden Linien zum Versuchsende. Die Differenz bei Bilanzende von 7 NL/kg oTR_{zu} ($\Delta = 1$ %) weist auf ein über längere Zeit stabiles System hin (s. Bild 10.2).

Des Weiteren zeigt Bild 10.2 den Verlauf des Methangehaltes, der zum Versuchsende hin ansteigt. Durchschnittlich lag der Anteil an Methan bei 63,0 %. Die Erhöhung des Methananteils weist auf eine leichte Verbesserung in der Abbauleistung zum Versuchsende hin. Insgesamt ließ sich beim Abbauverhalten des Versuchsfaulbehälters R3 ein adaptierter Zustand feststellen. Im weitergehenden Betrieb (> 1 Jahr) ist eine verbesserte Abbauleistung aufgrund der Langzeitadaption zu erwarten.

Die Ergebnisse der Versuchsreihen #1 und #2 sind in Tabelle 10.5 zusammengefasst, unter Angabe von Schlammalter, Faultemperatur und den spezifischen Faulgasausbeuten (FGA). Die spezifischen Faulgasausbeuten sind auf den zugeführten und den abge-

bauten oTR bezogen. Ergänzend wurde auch der Abbaugrad der organischen Stoffe angegeben, um die Ergebnisse aus Unterabschnitt 10.1.2. leichter mit in den Kontext einbeziehen zu können.

Aufgrund der nicht geschlossenen Massenbilanzen bei R1 sind die Ergebnisse dieses Versuchsfaulbehälters als nicht reproduzierbar anzusehen, sodass auf eine weitere Auswertung dieser Ergebnisse verzichtet wurde.

Tabelle 10.5: Ergebnisse zur Faulgasausbeute der Versuchsreihen #1 und #2 in Kayseri.

KAYSERI		Versuchsreihe #1: PS ^{a)}				Versuchsreihe #2: PS + ÜS ^{a)}			
	T_{Faul} [°C]	$t_{\text{TS,blz}}$ [d]	Faulgasausbeute		η_{oTR} [%]	$t_{\text{TS,blz}}$ [d]	Faulgasausbeute		η_{oTR} [%]
			[NL/ kg oTR _{zu}]	[NL/ kg oTR _{ab}]			[NL/ kg oTR _{zu}]	[NL/ kg oTR _{ab}]	
R1	55	23	880	2.844	31	24	385	1.075	36
R2	27	25,9	505	1.125	44,9	29,7	400	780	51,3
R3	35	20,2	489	1.010	48,4	21,7	403	1.125	35,8
R4	30	19,5	471	1.018	46,2	22,1	403	789	51,0
R5	26	22,7	455	975	46,7	26,2	364	1.033	35,2

^{a)} Bilanzzeitraum: jeweils 27 Tage

Für R2 bis R5 ergaben sich bei der Versuchsreihe #1 mit Primärschlamm spezifische Faulgasausbeuten zwischen 455 NL/kg oTR_{zu} (R5) und 505 NL/kg oTR_{zu} (R2), in der die mesophile Referenz R3 (35 °C) die zweithöchste Faulgasausbeute erzielte (489 NL/kg oTR_{zu}). Bezugnehmend auf den niedrigen η_{CSB} (vgl. Tabelle 10.3) und den vermuteten erhöhten Gehalt an organischen Säuren lässt sich schließen, dass eine Erhöhung der Faulgasausbeute im Zuge einer Langzeitadaption weiter aufgetreten wäre.

Die Abbaugrade η_{oTR} der Faulschlämme lagen etwa in einem Bereich, so dass sich auch in den Faulgasausbeuten verhältnismäßig geringe Unterschiede ergaben. Die Versuchsfaulbehälter R2, R4 und R5 konnten trotz niedrigerer Faultemperaturen bei 26 °C (455 NL/kg oTR_{zu}), 27 °C (505 NL/kg oTR_{zu}) und 30 °C (471 NL/kg oTR_{zu}) gleichbleibend hohe Faulgasausbeuten erzielen, wobei das unterschiedliche Schlammalter der Versuchsfaulbehälter berücksichtigt werden muss. So erreichte R2 bei $T_{\text{Faul}} = 27$ °C ($t_{\text{TS,blz}} = 25,9$ d) die höchste Faulgasausbeute mit 505 NL/kg oTR_{zu} und R5 bei $T_{\text{Faul}} = 26$ °C die niedrigste spezifische Faulgasausbeute mit 455 NL/kg oTR_{zu}. R4 bei $T_{\text{Faul}} = 30$ °C und mit dem geringsten bilanzierten Schlammalter ($t_{\text{TS,blz}} = 19,5$ d) die zweitniedrigste spezifische Faulgasausbeute (s. Tabelle 10.5).

Wie in Unterabschnitt 10.1.2 bereits beschrieben, wurden in der Versuchsreihe #2 die Schlammalter der einzelnen Systeme im Vorfeld teilweise angehoben, aufgrund der Umstellung von einer Primärschlammfäulung auf eine gemeinsame Fäulung von Primär- und Überschussschlamm.

Im niedrig-mesophilen Temperaturbereich ($T_{\text{Faul}} = 27\text{ °C}$ und 26 °C) konnten verhältnismäßig hohe spezifische Faulgasausbeuten erzielt werden, wobei der Referenzbehälter R3 (35 °C) sowie Versuchsfaulbehälter R4 (30 °C) jeweils die höchste Faulgasausbeute mit $403\text{ NL/kg oTR}_{\text{zu}}$ erzielen konnten. Versuchsfaulbehälter R2 (27 °C) folgte mit $400\text{ NL/kg oTR}_{\text{zu}}$ und abschließend R5 (26 °C) mit $364\text{ NL/kg oTR}_{\text{zu}}$. Die maximale Abweichung unter den Faulgasausbeuten lag dementsprechend unter 10% .

Insgesamt verringerte sich die Faulgasausbeute gegenüber der Versuchsreihe #1 im Mittel um 25% . Die verringerte Faulgasausbeute und die stärker schwankenden Abbaugrade der organischen Stoffe in #2 lassen vermuten, dass sich durch den Anteil des Überschussschlammes die Rohschlammqualität in Bezug auf die leicht verfügbaren organischen Stoffe verschlechterte (vgl. CSB/oTR-Verhältnis in 10.1.2).

Die Ergebnisse zur spezifischen Faulgasausbeute am Standort Konya (Versuchsreihen #3 und #4) können der Tabelle 10.6 entnommen werden.

Tabelle 10.6: Ergebnisse zur Faulgasausbeute der Versuchsreihen #3 und #4 in Konya.

KONYA		Versuchsreihe #3: PS + ÜS ^{a)}				Versuchsreihe #4: PS + ÜS ^{b)}			
	T_{Faul}	$t_{\text{TS,blz}}$	Faulgasausbeute		η_{oTR}	$t_{\text{TS,blz}}$	Faulgasausbeute		η_{oTR}
	[°C]		[NL/kg oTR _{zu}]	[NL/kg oTR _{ab}]			[NL/kg oTR _{zu}]	[NL/kg oTR _{ab}]	
R1	55	17,2	384	1.015	37,5	6,7	284	763	39,7
R2	27	31,7	498	1.199	41,6	27,5	404	1.102	45,4
R3	35	20,2	514	1.183	43,5	13,6	299	322	11,1
R4	30	20,2	479	1.076	44,5	20,2	453	1.234	43,9
R5	26	28,1	497	1.102	49,6	24,8	435	1.188	42,8
R1 + R3	55 °C + 35 °C					20,3	473	1.085	49,7

^{a)} BLZ #3: 32 d

^{b)} BLZ #4: 31 d

Schraffierte Zellen: Kaskadenfäulung von R1 und R3

In den Versuchsreihen #3 und #4 konnte insgesamt ein stabiles Abbauverhalten beobachtet werden (vgl. Abbaugrad der organischen Stoffe in Tabelle 10.6), sodass beim Vergleich sowohl die spezifischen Faulgasausbeuten als auch die erzielten Abbaugrade insgesamt in einem Größenbereich wiederzufinden waren.

In Versuchsreihe #3 erreichte der Referenzfaulbehälter R3 die höchste spezifische Faulgasausbeute (514 NL/kg oTR_{zu}). Mit -5 °C Unterschied in der Faultemperatur erzielte R4 bei $T_{\text{Faul}} = 30\text{ °C}$ insgesamt 479 NL/kg oTR_{zu} (-7 %). Durch das erhöhte Schlammalter erreichten bei niedrig-mesophilen Temperaturen R2 ($T_{\text{Faul}} = 27\text{ °C}$) und R5 ($T_{\text{Faul}} = 26\text{ °C}$) spezifische Faulgasausbeuten von 498 NL/kg oTR_{zu} und 497 NL/kg oTR_{zu} (-3 %).

In der Versuchsreihe #4 erzielte R4 mit $T_{\text{Faul}} = 30\text{ °C}$ und $t_{\text{TS}} = 20\text{ d}$ die höchste spezifische Faulgasausbeute (453 NL/kg oTR_{zu}). R5 mit $T_{\text{Faul}} = 26\text{ °C}$ und $t_{\text{TS}} = 25\text{ d}$ folgte mit einer spezifischen Faulgasausbeute von 435 NL/kg oTR_{zu} (-4 % zu R4). R2 (27 °C) realisierte trotz eines erhöhten Schlammalters von $t_{\text{TS}} = 28\text{ d}$ (+3 d zu R5) nicht mehr als eine spezifische Faulgasausbeute von 404 NL/kg oTR_{zu} (-11 % zu R4).

In der Einzelbetrachtung erreichte R1 bei thermophilen Bedingungen und einem Schlammalter von unter sieben Tagen eine spezifische Faulgasausbeute von 284 NL/kg oTR_{zu}. In der Gesamtbetrachtung erzielte R3 ($t_{\text{TS}} = 20\text{ d}$) mit 473 NL/kg oTR_{zu} die höchste spezifische Faulgasausbeute.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass die in den Faulversuchen ermittelten Faulgasmen-gen im oberen Bereich der in der Literatur angegebenen spezifischen Faulgasausbeuten lagen. Der anfallende Rohschlamm aus den beiden Abwasserreinigungsanlagen eignete sich trotz teils geringer Feststoffanteile grundsätzlich gut für den anaeroben Abbau im Faulbehälter. Hinsichtlich des organischen Anteils waren die Glühverluste des zu faulenden Rohschlammes > 65 %, der üblicherweise gute Fauleigenschaften hindeutet (vgl. Tabelle 4.1 nach Bahrs, 1997 im Abschnitt 4.2.1 und DWA-M 368, 2014).

10.2 Vergleich mit der Großtechnik

Die in Abschnitt 10.1 dargestellten Versuchsergebnisse wurden mit der großtechnischen anaeroben Schlammstabilisierungsanlage der jeweiligen Kläranlage verglichen und sind in Tabelle 10.7 zusammengefasst.

Tabelle 10.7: Ergebnisse aus der großtechnischen Faulbehandlung in Konya.

Großtechnik Kayseri		Bilanzzeitraum #1			Bilanzzeitraum #2		
	T_{Faul} [°C]	$t_{\text{TS,blz}}$ [d]	spez. FGA [NL/kg oTR _{zu}]	η_{oTR} [%]	$t_{\text{TS,blz}}$ [d]	spez. FGA [NL/kg oTR _{zu}]	η_{oTR} [%]
FB1	36,5	außer Betrieb			26,9	447	48,1

Großtechnik Konya		Bilanzzeitraum #3			Bilanzzeitraum #4		
	T_{Faul} [°C]	$t_{\text{TS,blz}}$ [d]	spez. FGA [NL/kg oTR _{zu}]	η_{oTR} [%]	$t_{\text{TS,blz}}$ [d]	spez. FGA [NL/kg oTR _{zu}]	η_{oTR} [%]
FB1	36,5	20,7	423	51,1	20,7	381	50,8
FB2	36,5	21,0	401	50,8	21,0	498	51,0
FB3	36,5	20,6	299	51,1	20,6	514	51,7
FB4	36,5	20,1	428	51,0	20,1	479	50,9

In Kayseri und Konya konnten beim großtechnischen Vergleich ausschließlich Bilanzierungen der (organischen) Feststoffe durchgeführt werden, da Parameter wie CSB, N und P nicht in der Standardanalytik der großtechnischen Faulung enthalten waren. In Kayseri erfolgte eine kurzzeitige Messung des CSB über 16 Tage. Für diesen Zeitraum war das großtechnische System bilanziert worden und die CSB Bilanz ergab eine Lücke von 9,9 %.

Zu Beginn der Versuchsreihe #1 war die großtechnische Faulung in Kayseri außer Betrieb, da der Schraubenschaufler ausgetauscht werden musste. Der Faulbehälter wurde erst zur Mitte der Versuche wieder in Betrieb genommen, sodass erst in Versuchsreihe #2 eine Bilanzierung durchgeführt wurde. Die in diesem Zeitraum erzielten Ergebnisse wurden mit den Betriebsergebnissen der letzten zwei Jahre vor der Außerbetriebnahme verglichen. Der Abbaugrad η_{oTR} war im Bilanzzeitraum #2 um 4 % höher gegenüber den 85-% Perzentilen der vorjährigen Ergebnisse.

Da in der Versuchsreihe #2 das Faulverhalten von Rohschlamm (PS + ÜS) untersucht wurde, konnte kein Vergleich der Großtechnik mit dem Referenzfaulbehälter der Versuchsreihe #1 erfolgen. Eine Gegenüberstellung von Technikumsmaßstab und Großtechnik hätte für den Standort Kayseri nur einen tendenziellen Vergleich erlaubt, da weder

Versuchszeitraum noch Schlammalter gleich waren. Zwar wurden die Betriebstagebücher geprüft, ob sich Schlammanfall und -qualitäten ähnelten, jedoch war keine direkte Vergleichbarkeit gegeben.

In Tabelle 10.8 findet eine Gegenüberstellung der Großtechnik aus Konya mit den Versuchsfaulbehältern im Technikumsmaßstab statt (Versuchsreihen #3 und #4). Die großtechnischen Faulbehälter wurden zur besseren Vergleichbarkeit gemeinsam als ein Stück Faulbehälter FB₁₋₄ bilanziert.

Tabelle 10.8: Gegenüberstellung der Versuchsergebnisse und der Großtechnik in Konya.

Großtechnik Konya	Bilanzzeitraum #3				Bilanzzeitraum #4		
	T_{Faul} [°C]	$t_{\text{TS,blz}}$ [d]	$Q_{\text{FGA,spez.}}$ [NL/kg oTR _{zu}]	η_{oTR} [%]	$t_{\text{TS,blz}}$ [d]	$Q_{\text{FGA,spez.}}$ [NL/kg oTR _{zu}]	η_{oTR} [%]
FB ₁₋₄	36,5	20,6	415	51,0	20,7	495	51,1
R3 ^{a)}	35,0	20,2	514	43,5	20,2	453	43,9

a) Im Bilanzzeitraum #4 wurde die Großtechnik mit R4 (30 °C) verglichen

Die Faulgasmengen in der Großtechnik in Konya wurden mittels Durchflussmessung erfasst. Die Schlammalter t_{TS} lagen bei ca. 20 d, sodass eine Vergleichbarkeit angenommen werden kann. Die Abbaugrade der großtechnischen Faulung ($\eta_{\text{oTR}} = 51 \%$) waren insgesamt höher als die der Versuchsaufbauten ($\eta_{\text{oTR}} = 44 \%$). Der Unterschied betrug in beiden Versuchsreihen jeweils 7 %-Punkte. Im Bilanzzeitraum #3 lag die spezifische Faulgasausbeute von R3 mit 514 NL/kg oTR_{zu} 20 % über der Großtechnik. Andersherum verhielt es sich im Bilanzzeitraum #4, in dem aus der Bilanzierung der Großtechnik eine 8 % höhere spezifische Faulgasausbeute ermittelt wurde. Die erkennbaren Unterschiede werden zum größten Teil auf den Temperaturunterschied von 1,5 K zurückgeführt. Ein weiterer Unterschied ist darin zu vermuten, dass sich die großtechnischen Faulbehälter im Zustand einer Langzeitadaption befanden (Betrieb > 1 a).

10.3 Fazit zu den Stabilisierungsergebnissen

Die im Versuchsfaulbehälter R1 (Versuchsreihen #1 bis #3) gefaulten Rohschlämme konnten nicht in die Auswertung aufgenommen werden, da aufgrund von Störungen in der Schlammbeschickung die durchgeführten Massenbilanzen nicht plausibel geschlossen werden konnten. Alle weiteren Massenbilanzen aus den vier durchgeführten Versuchsreihen wiesen geschlossene Massenbilanzen ($\Delta \leq 15 \%$) für die Parameter CSB, P und N auf.

In der Versuchsreihe #3 erreichte der Versuchsfaulbehälter R2 bei $T_{\text{Faul}} = 27^\circ\text{C}$ mit einem Abbaugrad von $\eta_{\text{OTR}} = 42 \%$ das Stabilisierungsziel. Gleichzeitig konnte R5 bei etwa gleicher Faultemperatur ($T_{\text{Faul}} = 26^\circ\text{C}$) und ca. vier Tage kürzerem Schlammalter den höchsten Abbaugrad η_{OTR} erzielen. Dieser deutliche Unterschied lässt darauf schließen, dass die Biozönose im niedrigen Faultemperaturbereich zu einer durchaus ansprechenden Abbauleistung in der Lage ist (z. B. R5 in #3), jedoch die Empfindlichkeit der Mikroorganismen gegenüber Umwelteinwirkungen insgesamt steigt.

Umwelteinwirkungen können unter anderem Temperaturschwankungen sein. Dichtl (1984), Mudrack & Kunst (1994) und andere heben insbesondere die Anfälligkeit für Temperaturschwankungen der Methanbildner hervor (vgl. 5). Der Betrieb der unbeheizten Versuchsfaulbehälter (R2 und R5) erfolgte bei Umgebungstemperatur im Container. Zwar wurde der Container klimatisiert, unterlag aber trotzdem kurzfristigen Schwankungen. Insgesamt ist davon auszugehen, dass die Mikroorganismen bei einem verlangsamten Stoffwechselvorgang auch gegenüber äußeren Einflüssen stärker reagieren als bei höheren Umsatzraten.

Die im Technikumsmaßstab anaerob stabilisierten Schlämme wiesen überwiegend Stabilisierungsergebnisse mit einem Abbaugrad an organischen Stoffen von über 40 % auf. Der durchschnittlich erreichte Abbaugrad der organischen Stoffe lag bei allen stabilisierten Schlämmen bei $\eta_{\text{OTR},0} = 44,4 \%$.

Der Vergleich der Faulbehälter im Technikumsmaßstab mit den großtechnischen Faulbehältern in Konya ergab insgesamt ähnliche Ergebnisse. Die Abbaugrade an organischen Stoffen konnten weitestgehend nachgebildet werden, wobei eine direkte Übertragung aufgrund der wöchentlich erstellten Schlammvorlage in der Versuchsanlage gegenüber den mehrmals täglich neu beschickten großtechnischen Anlagen nicht gänzlich möglich war. Dennoch zeigt der Vergleich eine Tendenz auf.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich über einen Zeitraum von 20 Monaten in den durchgeführten Versuchsreihen reproduzierbare Ergebnisse erzeugen ließen. Der Großteil kann somit für eine übergeordnete Auswertung verwendet werden.

Bauerfeld (2012a) zeigte mit ihrer Synopse von Kennzahlen zum erforderlichen Schlammalter den Hüllbereich auf (Bild 5.1). In Bild 10.3 wurde die Hüllkurve mit den Ergebnissen dieser Untersuchungen ergänzt.

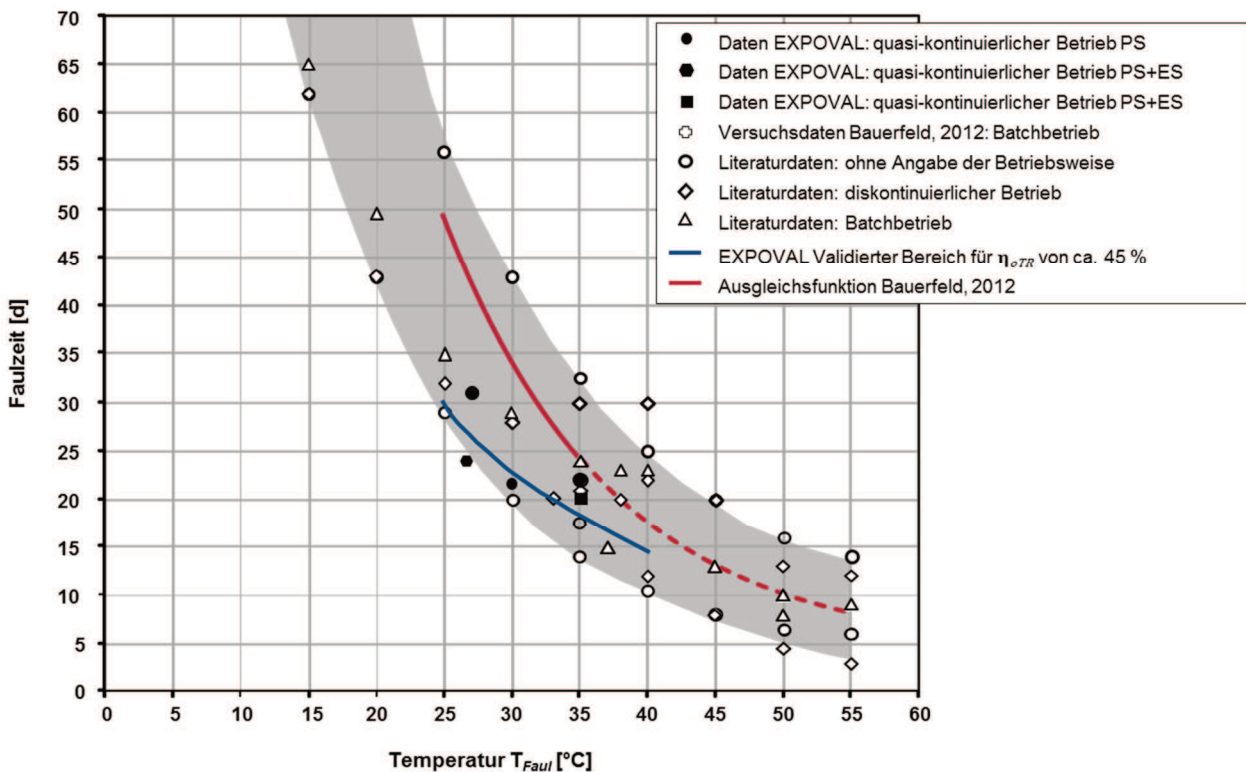


Bild 10.3: Hüllkurve von Bauerfeld (2012) ergänzt durch die Ergebnisse der Untersuchungen.

Die Literaturangaben, die von Bauerfeld (2012a) in einer Hüllkurve zusammengetragen wurden, zeigen auch die oben beschriebene Tendenz auf, dass größere Abweichungen bei Schlammaltern im niedrigeren Faultemperaturbereich auftreten. Inwiefern und wie stark die Schwankungen im großtechnischen Betrieb auftreten, lässt sich nur vermuten. Tendenziell sind die großen Systeme, evtl. auch aufgrund einer Langzeitadaption (> 1 a), robuster als im Labor- und Technikumsmaßstab.

Die Ergebnisse aus den Faulversuchen sollen im Folgenden in eine übergeordnete Auswertung übertragen werden. Von den 16 gefaulten Rohschlammern konnten insgesamt 14 Ansätze das Stabilisierungsziel von $\eta_{oTR} \geq 40$ % erreichen. Vier der Rohschlämme waren einzeln gefaulte Primärschlämme, die in die weitere übergeordnete Auswertung nicht mit einfließen konnten (s. 10.4.1). Für die Herleitung einer Ausgleichsfunktion wurden die übrigen zehn Stabilisierungsergebnisse mit einem durchschnittlichen Abbaugrad an organischen Stoffen von $\eta_{oTR,0} = 45,3$ % berücksichtigt (s. 10.4).

10.4 Herleitung einer Ausgleichsfunktion

Die aus den Validierungsuntersuchungen erzielten Daten wurden mit Table Curve2d ausgewertet. Zur genaueren Betrachtung wurden mehrere Ausgleichsfunktionen ausgewählt, sodass die oben genannten Kriterien für die Modellapproximation als am besten erfüllt galten (vgl. 9.3.4). Hierfür wurde einfache nichtlineare Regressionsfunktionen, aber auch speziell im Programm hinterlegte Abbaukurven betrachtet, die versuchen, biologische Abbauvorgänge zu beschreiben.

10.4.1 Auswertung der erzeugten Daten

Alle relevanten Versuchsergebnisse aus den Validierungsuntersuchungen, deren Abbaugrad $\eta_{OTR} \geq 40\%$ entsprach, wurden zunächst ohne weitere Bearbeitung in das Programm Table Curve2d zur Ausgleichsrechnung (Parameterschätzung) eingepflegt.

In die Approximation der Stabilisierungskurven flossen lediglich die als Rohschlammgemisch gefaulten Primär- und Überschussschlämme ein. Die Versuchsreihe #1 wurde deshalb von der Auswertung ausgeschlossen, da hier nur Primärschlamm gefault wurde. Für eine Einzelbetrachtung der Stabilisierung von Primärschlamm waren die vier erzeugten Datenpunkte nicht repräsentativ genug.

Im Bild 10.4 sind die aus den Validierungsuntersuchungen ermittelten Abbaugrade der Organik dargestellt, die zur Auswertung herangezogen wurden.

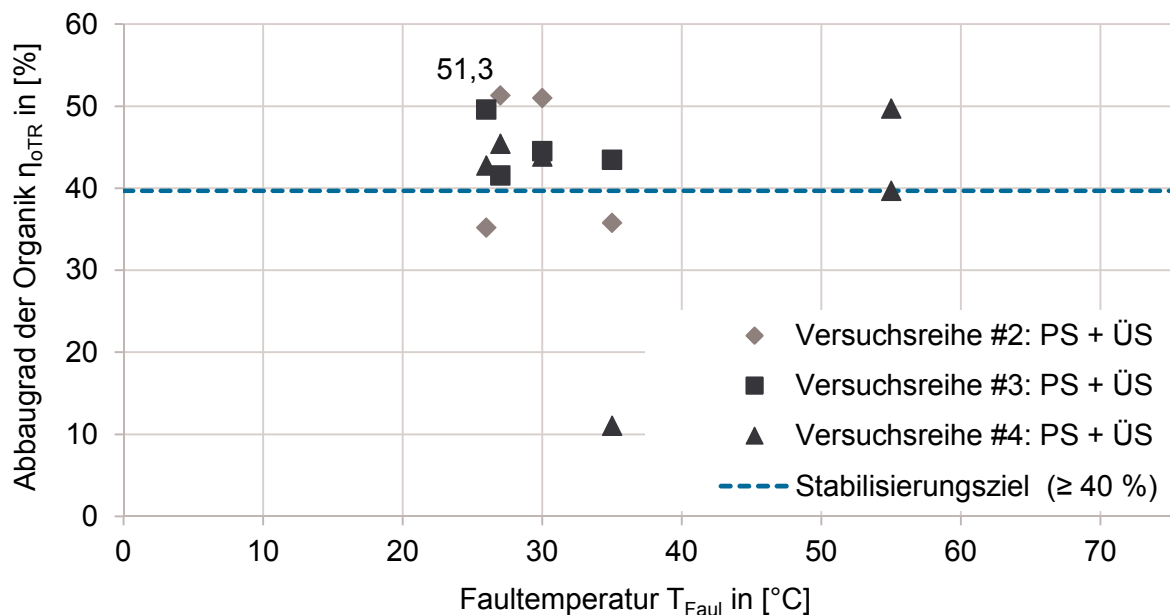


Bild 10.4: Auswahl Datenpunkte aus den Versuchsreihen #2 bis #4 für die Ausgleichsrechnung.

Die im Bild 10.4 aufgeführten Abbaugrade qualifizieren die Versuchsergebnisse, die oberhalb der blaugestrichelten Linie liegen, für die Auswertung mit ihrem jeweiligen Schlammalter und der Faultemperatur zur Ermittlung einer Stabilisierungskurve mit Hilfe von Table Curve2d. Sie sind in Tabelle 10.9 aufgelistet.

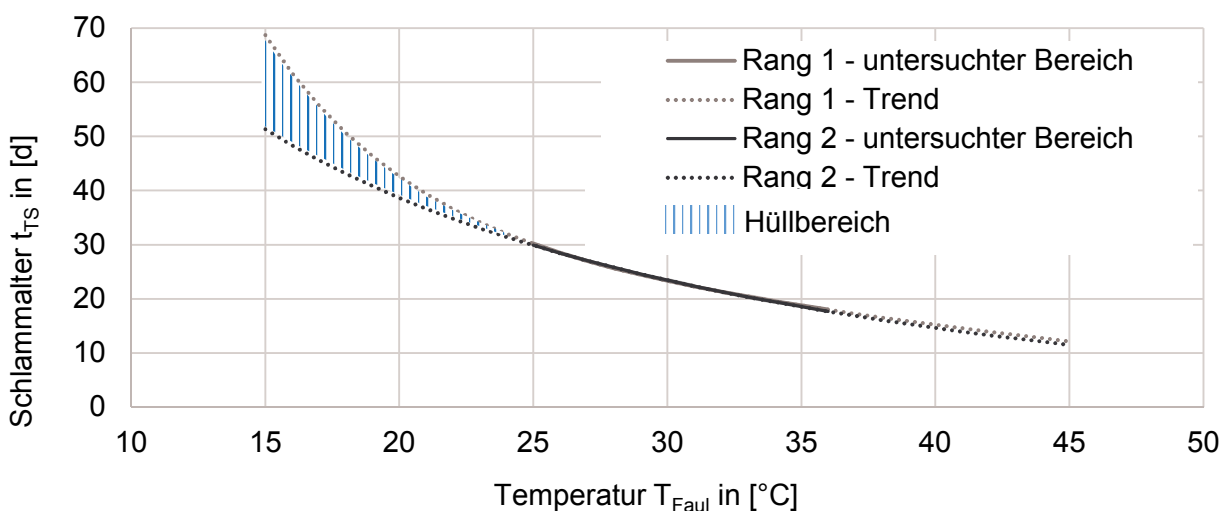
Tabelle 10.9: Für die Auswertung qualifizierte Versuchsergebnisse.

Anzahl: 10		T_{Faul}	$t_{\text{TS,BLZ}}$	$\eta_{\text{oTR,BLZ}}$	$Q_{\text{FGA,spez.}}$	Bilanzlücke
Name ^{a)}	Kennung	[°C]	[d]	[%]	[NL/kg oTRzu]	≤ 15 %
KON #3 R5	R5: RS	25	28,1	49,6	497	☑
KON #3 R2	R2: RS	26	31,7	41,6	498	☑
KON #4 R5	R5: RS	26	24,8	42,8	435	☑
KON #4 R2	R2: RS	27	27,1	45,4	404	☑
KAY #2 R2	R2: RS	28	29,7	51,3	400	☑
KON #3 R4	R4: RS	30	20,2	44,5	479	☑
KAY #2 R4	R4: RS	30	22,1	51,0	403	☑
KON #4 R4	R4: RS	33	20,2	43,9	453	☑
KON #3 R3	R3: RS	35	20,2	43,5	514	☑
KON #4 R1	R1: RS	55	6,7	39,7	473	☑

a) KON - Konya | KAY - Kayseri | #_N - Nr. Versuchsreihe | R_N - Nr. Versuchsfalbehälter

Bei der Auswertung mit Table Curve2d wurden aus der Ergebnisliste des Programms zwei Stabilisierungskurven ausgewählt.

Bild 10.5 stellt die Stabilisierungskurven der ersten und zweiten Ausgleichsrechnung dar, die mit dem Curvefitting Programm erstellt wurden. In grau (Vollstrich) ist die erste Ausgleichfunktion, in schwarz (Vollstrich) die zweite Ausgleichfunktion aufgeführt, die auch den validierten Bereich markieren. Der gestrichelte Kurvenbereich stellt den nicht validierten Bereich der Ausgleichsfunktion dar. Gut erkennbar ist der nahezu identische Verlauf im validierten Bereich. Bei Faultemperaturen unter 24 °C gehen die beiden Stabilisierungskurven zunehmend auseinander (s. Trendlinien), da keine Datenpunkte unter $T_{\text{Faul}} = 25$ °C vorhanden waren.

**Bild 10.5: Stabilisierungskurven aus den Versuchsergebnissen der Rohschlammfäulung.**

Die im Bild 10.5 abgebildeten Stabilisierungskurven sind als Ausgleichsfunktion in den Gleichungen (Gl. 10-1) *Rang 1* (Kennung 27_RS_oW_10_r1) und (Gl. 10-2) *Rang 2* (Kennung 27_RS_oW_10_r2) als gerundete Werte zusammengefasst (vollständige Ausgleichsrechnung s. Anhang):

$$t_{TS,Rang\ 1} = -58,17 + 582,95 \cdot e^{(-0,1823 \cdot T)} + 100,27 \cdot e^{(-0,0079 \cdot T)} \quad (\text{Gl. 10-1})$$

Bestimmtheitsmaß Rang 1: $r^2 = 0,8851$

$$t_{TS,Rang\ 2} = \frac{(-15,555) + 205,96722 \cdot 0,003774}{(0,003774 + 205,96722 \cdot 0,000636) \cdot e^{(0,003773812 \cdot T)} - 205,9672 \cdot 0,0006358} \quad (\text{Gl. 10-2})$$

Bestimmtheitsmaß Rang 2: $r^2 = 0,8842$

mit:

$t_{TS,Rang\ n}$	Temperaturabhängiges Schlammalter der Ausgleichsfunktion mit dem Rang Nr. 1...n	[d]
T	Faultemperatur T_{Faul} im Bereich von ca. 20 °C bis 55 °C	[°C]

Bei der Gleichung (Gl. 10-1) handelt es sich um die Table Curve2d Zerfallsgleichung mit der Nr. 8145 (Eqn 8145; Decay 1 + 1 (a, b, c, d, e); $[y = a + b \cdot \exp(-cx) + d \cdot \exp(-ex)]$) um eine Reaktion 1. Ordnung. Die Gleichung (Gl. 10-2) ist ebenfalls eine Zerfallsgleichung mit der Nr. 8123 (Eqn. 8123; Decay 1, 2 (a, b, c, d); $[y = a + bc/((c + bd) \cdot \exp(cx) - bd)]$). Diese Gleichung kombiniert die Reaktionen 1. und 2. Ordnung in Form eines simultan stattfindenden Prozesses. Beide genannten Gleichungen sind nichtlineare Funktionen, die iterativ geglättet wurden.

Zur Übersicht sind in Tabelle 10.10 für den Faultemperaturbereich zwischen 20 °C und 35 °C (in 5 °C Schritten) die temperaturabhängigen Schlammalter der erzeugten Ausgleichsfunktionen zusammengefasst.

Tabelle 10.10: Übersicht Schlammalter aus den erzeugten Ausgleichsfunktionen.

Faultemperatur	[°C]	20 ^{a)}	25	30	35
Name Kennung Gleichung Nr.		Stabilisierungsdauer			
<i>Rang 1</i> 27_RS_oW_10_r1 (Gl. 10-1)	[d]	42,6	30,2	23,3	18,8
<i>Rang 2</i> 27_RS_oW_10_r2 (Gl. 10-2)	[d]	38,7	29,9	23,5	18,5

^{a)} nicht validierter Bereich – aus den Trendkurven der Ausgleichsfunktionen.

Rang 1 mit der Gleichung (Gl. 10-1) stimmt vom Verlauf her im Temperaturbereich von 25 °C bis zu 35 °C mit der Gleichung (Gl. 10-2) nahezu überein. Erst bei Faultemperaturen unterhalb von 25 °C gehen die Schlammalter auseinander, da für diesen Bereich keine Datenpunkte vorlagen bzw. erhoben wurden (s. Tabelle 10.10). Die Darstellung des Hüllbereichs im Bild 10.5 dient an dieser Stelle allein der Visualisierung des Schwankungsbereichs für die Behandlungsdauer zwischen den beiden Stabilisierungskurven und stellt damit den unsicheren Bereich der beiden Gleichungen dar. Ein weiterer Grund für das Auseinanderdriften der beiden Kurvenverläufe wird auf den Einfluss des Abbaugrades η_{oTR} zurückgeführt, der in dieser Auswertungsmethodik nicht berücksichtigt wurde.

10.4.2 Normierung des Abbaugrades η_{oTR}

Im zweiten Schritt der Auswertung galt es, die Abhängigkeiten der in den Versuchsreihen erreichten Abbaugrade zu den manuell eingestellten Schlammaltern so zu berücksichtigen, dass ein für das Versuchsergebnis gültiges Schlammalter ermittelt werden konnte, das zur Erreichung eines bestimmten Abbaugrades bzw. Stabilisierungsziels (z. B. $\eta_{oTR} = 40\%$; $= 45\%$; $= 50\%$) benötigt worden wäre. Eine lineare Interpolation (Sekantensteigung) war nicht zulässig, da die Abbaugeschwindigkeit (Kurvenverlauf) zwischen den zwei Punkten der Y-Achse (Abbaugrad) desselben Versuches nicht konstant war, sondern sich die Umsatzraten mit steigendem Abbau der organischen Stoffe verlangsamten.

Die Normierung der tatsächlichen Schlammalter auf das erforderliche Schlammalter des gewünschten Stabilisierungsziels erfolgte mithilfe des Quotienten von Schlammalter zu Abbaugrad (t_{TS}/η_{oTR}). Das t_{TS}/η_{oTR} -Verhältnis wurde aus den Versuchsergebnissen gebildet (s. Tabelle 10.11), um nach dem oben erwähnten Prinzip mit Table Curve2d eine Ausgleichungsfunktion zu erstellen.

Die Ausgleichungsberechnung mit Table Curve2d (Eqn 17; $[y = a + b/x]$) ergab die Funktionsgleichung (Gl. 10-3):

$$f(t_{TS}/\eta_{oTR}) \equiv \left(\frac{t_{TS}}{\eta_{oTR}} \right)_{\text{normiert}} = -0,2235 + \frac{22,001}{T_{\text{Faul}}} \quad (\text{Gl. 10-3})$$

Durch das Einsetzen der Faultemperaturen T_{Faul} aus den Faulversuchen für x in die Gleichung (Gl. 10-3) wurde ein normiertes Verhältnis $(t_{TS}/\eta_{oTR})_{\text{normiert}}$ ermittelt. Diese Werte sind in Tabelle 10.11 aufgelistet.

Tabelle 10.11: Übersicht der Versuchsergebnisse zur Normierung der Schlammalter.

Anzahl: 10		T_{Faul}	$t_{TS,BLZ}$	$\eta_{oTR,BLZ}$	t_{TS}/η_{oTR}	$(t_{TS}/\eta_{oTR})_{norm.}$
Name ^{a)}	Kennung	[°C]	[d]	[%]	[-]	[-]
KON #3 R5	R5: RS ₀	25	28,1	49,6	0,57	0,65
KON #3 R2	R2: RS ₀	26	31,7	41,6	0,76	0,62
KON #4 R5	R5: RS ₀	26	24,8	42,8	0,58	0,61
KON #4 R2	R2: RS ₀	27	27,1	45,4	0,60	0,58
KAY #2 R2	R2: RS ₀	28	29,7	51,3	0,58	0,56
KON #3 R4	R4: RS ₀	30	20,2	44,5	0,45	0,51
KAY #2 R4	R4: RS ₀	30	22,1	51,0	0,43	0,51
KON #4 R4	R4: RS ₀	33	20,2	43,9	0,46	0,44
KON #3 R3	R3: RS ₀	35	20,2	43,5	0,46	0,41
KON #4 R1	R1: RS ₀	55	6,7	39,7	0,17	0,18

^{a)} KON - Konya | KAY - Kayseri | #_n - Nr. Versuchsreihe | R_n - Nr. Versuchsfalbehälter

Die in Tabelle 10.11 dargestellten normierten Verhältnisse $(t_{TS}/\eta_{oTR})_{normiert}$ sind die aus Gleichung (Gl. 10-3) iterierten Werte. Durch Multiplizieren von $(t_{TS}/\eta_{oTR})_{normiert}$ aus Tabelle 10.11 mit dem gewünschten Abbaugrad $\eta_{oTR,Bem}$ ergibt sich die in Gleichung (Gl. 10-4) aufgestellte Abbaufunktion zur Ermittlung des temperaturabhängigen Schlammalters $t_{TS,normiert}$:

$$f(t_{TS}/\eta_{oTR}) \Rightarrow t_{TS,normiert}(T_{Faul}) = \left(-0,2235 + \frac{22,001}{T_{Faul}} \right) \cdot \eta_{oTR,Bem} \quad (\text{Gl. 10-4})$$

In die Gleichung (Gl. 10-4) wurden über den Temperaturbereich von 15 °C bis 45 °C die Abbaugrade $\eta_{oTR,Bem}$ (in %) für 40 % (Norm 1), 45 % (Norm 2) und 50 % (Norm 3) eingesetzt und in Tabelle 10.12 den Stabilisierungskurven gegenübergestellt.

Tabelle 10.12: Vergleich der normierten Ausgleichsfunktionen.

Faultemperatur	[°C]	20	25	30	35
Name Kennung Gleichung Nr.		Stabilisierungsdauer			
Rang 1 27_RS_oW_10_r1 (Gl. 10-1)	[d]	42,6	30,2	23,3	18,8
Rang 2 27_RS_oW_10_r2 (Gl. 10-2)	[d]	38,7	29,9	23,5	18,5
Norm 1 $t_{TS, normiert}, \eta = 40 \%$ (Gl. 10-4; $\eta_{oTR} = 40 \%$)	[d]	34,9	26,2	20,4	16,2
Norm 2 $t_{TS, normiert}, \eta = 45 \%$ (Gl. 10-4; $\eta_{oTR} = 45 \%$)	[d]	39,3	29,5	22,9	18,2
Norm 3 $t_{TS, normiert}, \eta = 50 \%$ (Gl. 10-4; $\eta_{oTR} = 50 \%$)	[d]	43,7	32,8	25,5	20,2

Die Tabelle 10.12 zeigt für die ausgewählten Faultemperaturen insgesamt nur wenige Abweichungen für die jeweiligen Tage in den einzelnen Ausgleichsfunktionen. Mit abnehmenden Temperaturen erhöhen sich jedoch die Abweichungen.

Eine visuelle Gegenüberstellung dieser Ausgleichsfunktionen erfolgt im Bild 10.6:

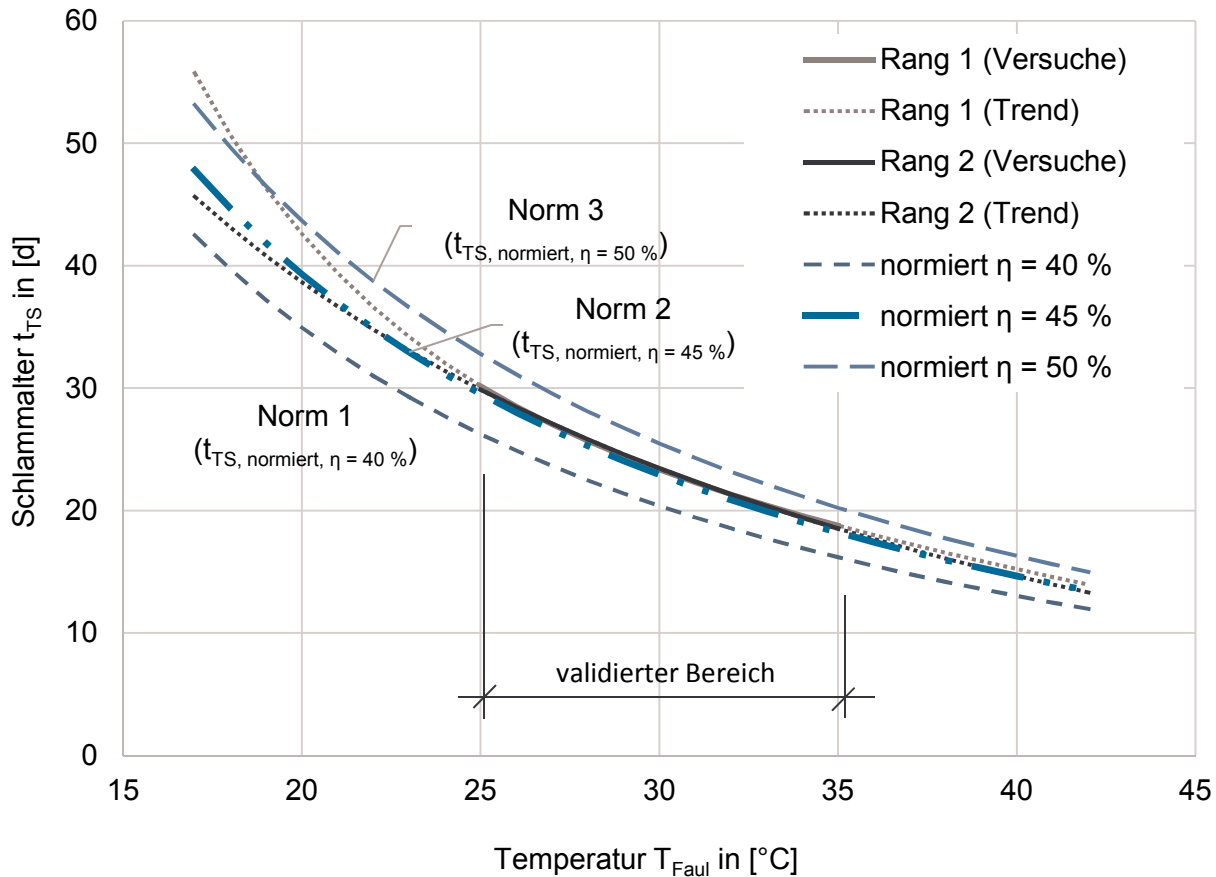


Bild 10.6: Darstellung der normierten Abbaufunktionen mit Gegenüberstellung der Stabilisierungskurven aus den Versuchen ohne Normierung.

Die drei normierten Stabilisierungskurven *Norm 1* (für $\eta_{oTR} = 40 \%$), *Norm 2* (für $\eta_{oTR} = 45 \%$) und *Norm 3* (für $\eta_{oTR} = 50 \%$) im Bild 10.6 zeigen einen erwartungsgemäß ähnlichen Kurvenverlauf wie die Stabilisierungskurven ohne Berücksichtigung des Abbaugrades.

Besonders die normierte Kurve *Norm 2* ($\eta_{oTR} = 45 \%$) deckt sich nahezu vollständig mit der Stabilisierungskurve *Rang 2* (Kennung: 27_RS_oW_10_r2). Auch diese Überlagerung ist plausibel, da der durchschnittlich erzielte Abbaugrad der organischen Stoffe der in der Auswertung befindlichen Versuchsergebnisse 45,3 % betrug.

Aus dem Vergleich der hier diskutierten Ausgleichungsfunktionen (Unterabschnitte 10.4.1 und 10.4.2) lassen sich folgende Punkte zusammenfassen:

- Die Stabilisierungskurven ohne Normierung des Abbaugrades (*Rang 1* und *Rang 2*) weisen einen überlagerten Verlauf im Datenbereich auf. Im Bereich unterhalb von $T_{\text{Faul}} = 25\text{ °C}$, der jeweils durch die Ausgleichungsfunktion unterschiedlich interpretiert wurde (keine Datenpunkte), driften die Kurven auseinander.
- Die Normierung der Versuchsergebnisse auf einen einheitlichen Abbaugrad η_{oTR} konnte die beiden Stabilisierungskurven aus den Rohergebnissen einhüllen.
- Bei den aus den Versuchsdaten ohne Normierung erstellten Stabilisierungskurven entspricht die Kurve *Rang 2* (Kennung: 27_RS_oW_10_r2) in etwa dem Verlauf für die Ausgleichungsfunktion von *Norm 2* (Gl. 10-4 mit einem $\eta_{\text{oTR}} = 45\%$), auch bei Faultemperaturen von $T_{\text{Faul}} < 25\text{ °C}$.
- Die Überlagerung der Ausgleichungsfunktion *Norm 2* mit *Rang 2* (Gl. 10-2) bestätigt, dass die ausgewerteten Schlammalter bei der Faulung von Primär- und Überschussschlamm einen Abbaugrad von durchschnittlich $\eta_{\text{oTR}} = 45\%$ erzeugten.
- Der Kurvenverlauf von *Rang 2* (Gl. 10-2) für Faultemperaturen unterhalb von 25 °C (Schätzbereich ohne Datenpunkte) ist demnach wahrscheinlicher als der Kurvenverlauf von *Rang 1* (Gl. 10-1). Der Kurvenverlauf von *Rang 1* scheint trotz des höheren Bestimmungsmaßes r^2 überschätzt.

Aus den aufgezählten Punkten wird geschlussfolgert, dass durch die Normierung der Abbaugrade die Stabilisierungskurve *Norm 2* auf Basis der Versuchsergebnisse den zeitlich temperaturabhängigen Verlauf am genauesten nachbildet. Der untersuchte Faultemperaturbereich lag bei 25 °C bis 34 °C . Die Ergebnisse wurden für den Temperaturbereich T_{Faul} von 25 °C bis 37 °C sowie 55 °C betrachtet. Durch die geringen Abweichungen aller ermittelten Ausgleichungsfunktionen zu *Norm 2* lässt sich der Temperaturbereich prinzipiell auf $T_{\text{Faul}} = 20\text{ °C}$ nach unten erweitern. Das Schlammalter lässt sich auf Basis der Ausgleichungsfunktion *Norm 2* mit einer angenommenen Unsicherheit von $\pm 10\%$ für den untersuchten Rohschlamm abschätzen. Für die weitere Betrachtung wurden deshalb nur die Schlammalter t_{TS} behandelt, die aus der Gleichung (Gl. 10-4) mit einem Abbaugrad von $\eta_{\text{oTR}} = 45\%$ für den Temperaturbereich von 25 °C bis 40 °C berechnet wurden (*Norm 2*). Im folgenden Abschnitt erfolgt eine kritische Betrachtung der ermittelten Stabilisierungskurve.

10.5 Ergebnisanalyse

Die mittels Curvefitting Programm erzeugte und überprüfte Ausgleichungsfunktion *Norm 2* (Gl. 10-4 mit $\eta_{0TR} = 45\%$) ergab für die untersuchten Rohschlammgemische aus Primär- und Überschussschlamm der Standorte Kayseri und Konya eine Stabilisierungskurve für den Faultemperaturbereich zwischen 25 °C und 40 °C.

In Tabelle 10.13 sind die Empfehlungen zum Bemessungsschlammalter im niedrig-mesophilen Temperaturbereich von 35 °C bis 20 °C der im Unterabschnitt 5 genannten Autoren den ermittelten Schlammaltern gegenübergestellt.

Zuvor wurde die von Goodman (1999) angegebene Gleichung (Gl. 7-5) zur Bestimmung des Abbaugrades anhand des gewählten Bemessungsschlammalters für Faultemperaturen von 29 °C bis 35 °C abgeglichen. Dafür fand eine Umstellung der Gleichung auf t_{TS} statt, sodass sich für einen $\eta_{0TR} = 45\%$ ein Bemessungsschlammalter von $t_{TS} = 6,7$ d ergab. Dies nähert sich der von McCarty (1964) angegebenen kritischen Faulzeit von $t_{TS} = 4$ d an (s. u.).

Tabelle 10.13: Vergleich der Ausgleichungsfunktion Norm 2 mit Literaturangaben für ausgewählte Temperaturen aus Abschnitt 5.

Faultemperatur	[°C]	20 ^{a)}	25 ^{a)}	30 ^{a)}	35
Name/Quelle		Stabilisierungsdauer			
<i>Norm 2</i> (t_{TS} , normiert, $\eta = 45\%$)	[d]	39	30	23	18
Bauerfeld et al., 2010	[d]	--	45	31	23
U. S. EPA, 1979 nach McCarty, 1964 ^{a)}	[d]	28	20	14	10

a) Angaben der U. S. EPA für 18 °C, 24 °C bzw. 29 °C

Die U. S. EPA (1979) nennt Mindeststabilisierungszeiten als Empfehlung, die auf Basis der von McCarty (1964, ohne Quelle) ermittelten kritischen Faulzeit mit einem Sicherheitsfaktor von 2,5 beruhen. Dabei gibt die U. S. EPA (1979) kein Stabilisierungskriterium an. In der heutigen Literatur ordnen sich die empfohlenen Schlammalter der U. S. EPA im unteren Bereich ein.

Bauerfeld et al. (2010) gaben Empfehlungen auf Grundlage von Ergebnissen umfangreicher Batchversuche für Bemessungsschlammalter zwischen 23 und 45 Tagen für einen Faultemperaturbereich von 35 °C bis 25 °C (s. Tabelle 10.13). Die Ausgleichungsfunktion *Norm 2* sortiert sich in einem Bereich zwischen den Angaben der genannten Autoren ein und weist eine Differenz zu Bauerfeld et al. (2010) von -15 d bei $T_{Faul} = 25$ °C bzw. -8 d bei 30 °C auf.

Hervorgehend aus ihren Versuchsreihen zur anaeroben Stabilisierung im Batch gab Bauerfeld (2012a) die Funktionsgleichung (Gl. 5-1) an (s. Abschnitt 5). Im Bild 10.7 ist die Stabilisierungskurve aus der Funktionsgleichung von Bauerfeld der Stabilisierungskurve *Norm 2* gegenübergestellt. Darüber hinaus sind die Kurvenverläufe aus dem DWA-M 368 (2014) für die technischen Abbaugrade $\eta_{abb} = 80 \%$ und $\eta_{abb} = 85 \%$ aufgeführt, da das DWA-Merkblatt 368 die Bemessungsgrundlage in der deutschen Literatur darstellt.

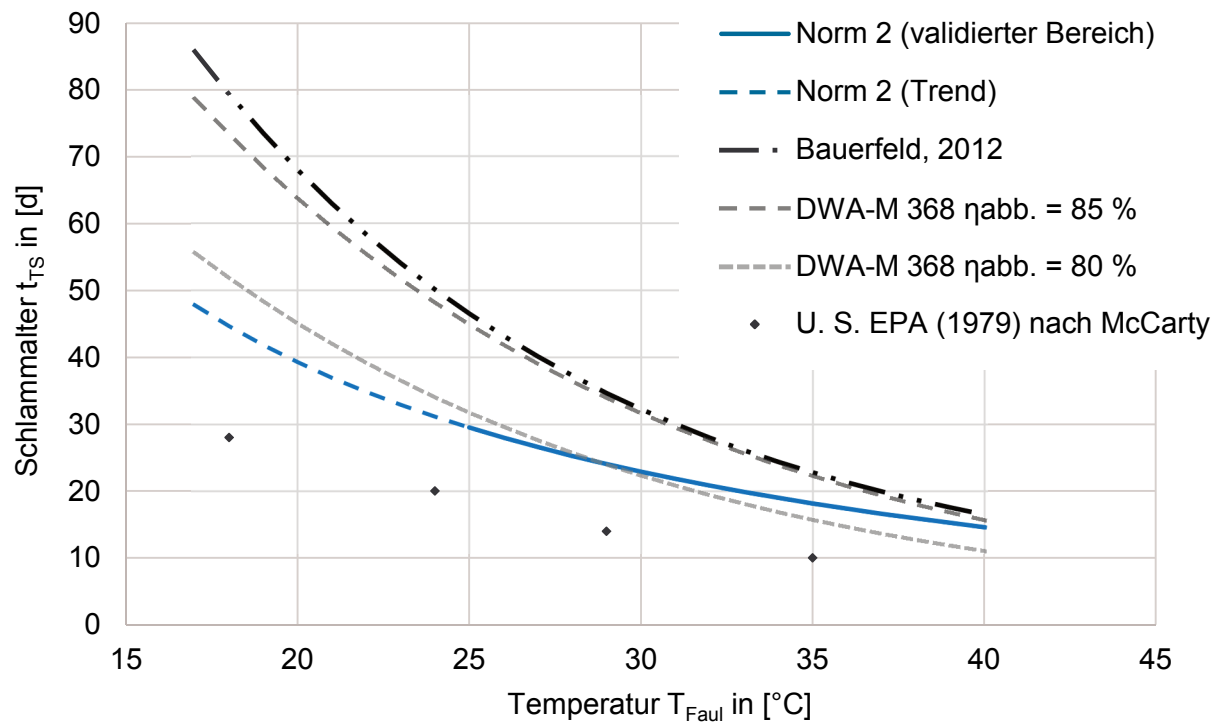


Bild 10.7: Gegenüberstellung des Kurvenverlaufs von *Norm 2* zu den technischen Abbaugraden des DWA-M 368 (2014) sowie den Kurven von Bauerfeld (2012a) und U. S. EPA (1979).

Bild 10.7 visualisiert durch die verschiedenen Kurven einen gewissen Schwankungsbereich für die Behandlungsdauer, der z. B. aufgrund unterschiedlicher Stabilisierungsziele bzw. aufgrund geänderter Klärschlammqualität, also dem Anteil an leicht abbaubaren organischen Stoffe, insgesamt plausibel sein kann (s. u.). Die Kurve von Bauerfeld (2012a) geht aus diskontinuierlichen Versuchen hervor. Die Kurven des DWA-Merkblattes wurden über die Hydrolyserate ermittelt, die im Unterabschnitt 7.1.3 mit der Gleichung (Gl. 7-4) beschrieben werden. Ergänzend sind die Empfehlungen der U. S. EPA nach McCarty (1964) angeführt, zu deren Herleitung keine Angabe gemacht wurde (vgl. 5).

Im Faultemperaturbereich von zwischen 35 °C und 40 °C liegen alle Kurven dicht beieinander und gehen mit abnehmender Temperatur auseinander. Ein Grund für das Auseinanderdriften der Kurven (z. B. Bauerfeld, 2012a und *Norm 2*) trotz einer vergleichbaren Rohschlammqualität ist zum einen die mit abnehmender Temperatur zunehmende Anfälligkeit der Biozönose gegenüber äußerlichen Einflüssen (z. B. hemmende oder toxische Stoffe, Temperaturschwankungen). Zum anderen sind mit abnehmender Faultemperatur die geringe Dichte an Literaturergebnissen sowie die unterschiedlichen Formen

in der Versuchsdurchführung (z. B. diskontinuierlich, (quasi-)kontinuierlich) ursächlich. Inwiefern eine Langzeitadaption bei den einzelnen Erhebungen die Ergebnisse beeinflusst haben, konnte nicht eindeutig bestimmt werden.

Für den Faultemperaturbereich um 30 °C kann das von Kroiss & Svoldal (2015) sowie von Mudrack & Kunst (2003) beschriebene Temperaturoptimum für versäuernde Bakterien Einfluss auf den Abbau nehmen (s. 2 und 5). Eine Vermutung ist, dass durch eine gut funktionierende Versäuerung kontinuierlich Substrat für die weiteren Abbauphasen (Acetogenese und Methanogenese) bereitgestellt wird und dadurch gute Abbauraten erzielt werden können. Ideale Umweltparameter für acetogene und methanogene Bakterien liegen im mesophilen Bereich bei 35 °C bis 37 °C in einem alkalischen pH-Wert Bereich von 6,5 bis 7,2 (Mudrack & Kunst, 2003). Durch Umwelteinwirkungen (z. B. kurzfristige Temperaturschwankungen) können jedoch die Stoffwechselprozesse in den letzten beiden Abbauphasen leichter gestört werden, sodass eine Versäuerung mit Abfall des pH-Wertes im System auftritt und eine Substratüberschusshemmung erzeugt.

Durch die Aufnahme der Kurven des DWA-M 368 (2014) in das Bild 10.7 findet eine zwangsläufige Gegenüberstellung der Kurven auf Basis des organischen Abbaugrades η_{oTR} mit denen des DWA-Merkblattes mit technischem Abbaugrad η_{abb} statt. Der Abbaugrad η_{abb} ergibt sich aus dem theoretisch leicht verfügbaren Anteil der organischen Stoffe (z. B. GV = 75 % und ca. 60 % abbaubar), der in der prozesslimitierenden Hydrolysephase umgesetzt werden kann. Ein direkter Vergleich der Kurven des DWA-M 368 und der Kurve *Norm 2* ist daher nicht gestattet, es soll jedoch die Einordnung in den Kontext der Bemessungsgrundlagen in der deutschen Literatur erfolgen. Im DWA-M 368 (2014) wurde der 85 %ige technische Abbaugrad η_{abb} bei einer Faultemperatur von $T_{\text{Faul}} = 35$ °C zur Feststellung des Bemessungsschlammalters für Kläranlagen größer 100.000 E gewählt (s. Tabelle 7.5).

Gut ersichtlich im Bild 10.7 ist der flachere Verlauf von Kurve *Norm 2* gegenüber Bauerfeld (2012a) und der Kurve DWA-M 386 $\eta_{\text{abb}} = 85$ %. Der Kurvenverlauf von *Norm 2* nimmt eine ähnliche Führung wie die Kurve DWA-M 386 $\eta_{\text{abb}} = 80$ %, die im selbigen DWA-Merkblatt den Punkt einer hinreichenden Stabilisierung markiert bzw. definiert.

Inwiefern ist die Kurve *Norm 2* nun einzuordnen und sind Bemessungsempfehlungen daraus abzuleiten?

Durch die Validierungsuntersuchungen erfolgte eine technische Abbildung des Faulprozesses von Rohschlammern zweier Kläranlagen mit > 1 Mio. E in einer warm-gemäßigten Region. Dabei wurden die Rohschlämme unter verschiedenen Faultemperaturen < 35 °C im quasi-kontinuierlich betriebenen Technikumsmaßstab über mehrere Schlammalter hinweg und unter überwiegend stabilen Bedingungen gefault. Als Resultat konnte eine Funktionskurve ermittelt werden, die einen Abbaugrad von $\eta_{\text{oTR}} = 45$ % in Abhängigkeit vom Schlammalter und der Temperatur beschreibt.

Die Anzahl von zehn qualifizierten Datenpunkten, die zur Bestimmung der Kurve herangezogen wurden, ist als ausreichend zu betrachten, da ein Bestimmungsmaß von $r^2 = 0,88$ unter Bedingungen im technischen Maßstab erzeugt werden konnte. Dennoch konnte bei der Auswertung mit dem Curvefitting Programm festgestellt werden, dass eine Abhängigkeit vom jeweiligen Anfangswert des Datensatzes besteht, hier bei 55 °C ($t_{TS} = 6,7$ d). Weitere Datenpunkte für die Bereiche $T_{Faul} < 25$ °C und > 37 °C hätten den Verlauf der Kurve genauer abbilden können, womöglich auch mit einer absoluten Änderung der Kurvensteigung.

Der leicht flachere Verlauf der Kurve *Norm 2* gegenüber den Kurven des DWA-M 386 (2014) kann unter Umständen dem größeren Einfluss der Versäuerungsphase bei Temperaturen unter 35 °C zuzuschreiben sein. Guter Substratkontakt bei Temperaturen um die 30 °C sorgen für erhöhte Umsatzraten der versäuernden Bakterien (Mudrack & Kunst, 2003). Erhöhte Konzentrationen an organischen Säuren, ohne Einsetzen einer Hemmung im organischen Abbauprozess, könnten zu einer Überschätzung des Abbaugrades η_{OTR} führen, sodass das erforderliche Ergebnis ggf. höher ausfallen müsste. Da in den Versuchen weder organische Säuren noch gezielt der verändernde Einfluss der versäuernden Bakterien gemessen bzw. untersucht werden konnten, bleibt dieser Ansatz zur Ergründung des flacheren Kurvenverlaufs reine Spekulation, bietet indessen ggf. Anlass für weitere Untersuchungen.

Insgesamt lässt sich die von den Validierungsuntersuchungen abgeleitete Funktionsgleichung plausibel in den Kontext der Literatur stellen, sodass eine Übertragbarkeit der ermittelten erforderlichen Schlammalter auf andere kommunale Rohschlämme (PS + ÜS) im validierten Temperaturbereich prinzipiell gegeben ist.

Eine Empfehlung als anzusetzendes Bemessungsschlammalter für den erweiterten Temperaturbereich von $T_{Faul} = 25$ °C bis 34 °C wird im folgenden Abschnitt gegeben.

11 Bemessung und Betrieb in Abhängigkeit gegebener Rahmenbedingungen

Ausgehend von den Ergebnissen aus den durchgeführten Validierungsuntersuchungen werden im Folgenden grundlegende Empfehlungen zur Dimensionierung und zur Verfahrensführung einer anaeroben Schlammstabilisierungsanlage gegeben.

11.1 Bemessungsablauf

Im Vorfeld einer Erweiterungs- bzw. Neuplanung einer Anlage zur anaeroben Schlammstabilisierung sollte zu allererst die Entsorgungsstrategie für den Klärschlamm unter Berücksichtigung der rechtlichen Rahmenbedingungen festgelegt werden. Nach Möglichkeit sind für das Klärschlamm Entsorgungskonzept mehrere Optionen/Wege vorzusehen (vgl. 6).

Im Bild 11.1 ist die Vorgehensweise zur Bemessung einer Faultstufe dargestellt. Im Folgenden sollen die Bemessung einer Anlage zur anaeroben Schlammstabilisierung schrittweise anhand der notwendigen Gleichungen erläutert und Bemessungshinweise gegeben werden. Ergänzend wird im Anhang A.6 die Dimensionierung einer Faultstufe für eine Beispielkläranlage mit Belebungsverfahren und anaerober Stabilisierung für 100.000 E aufgezeigt.

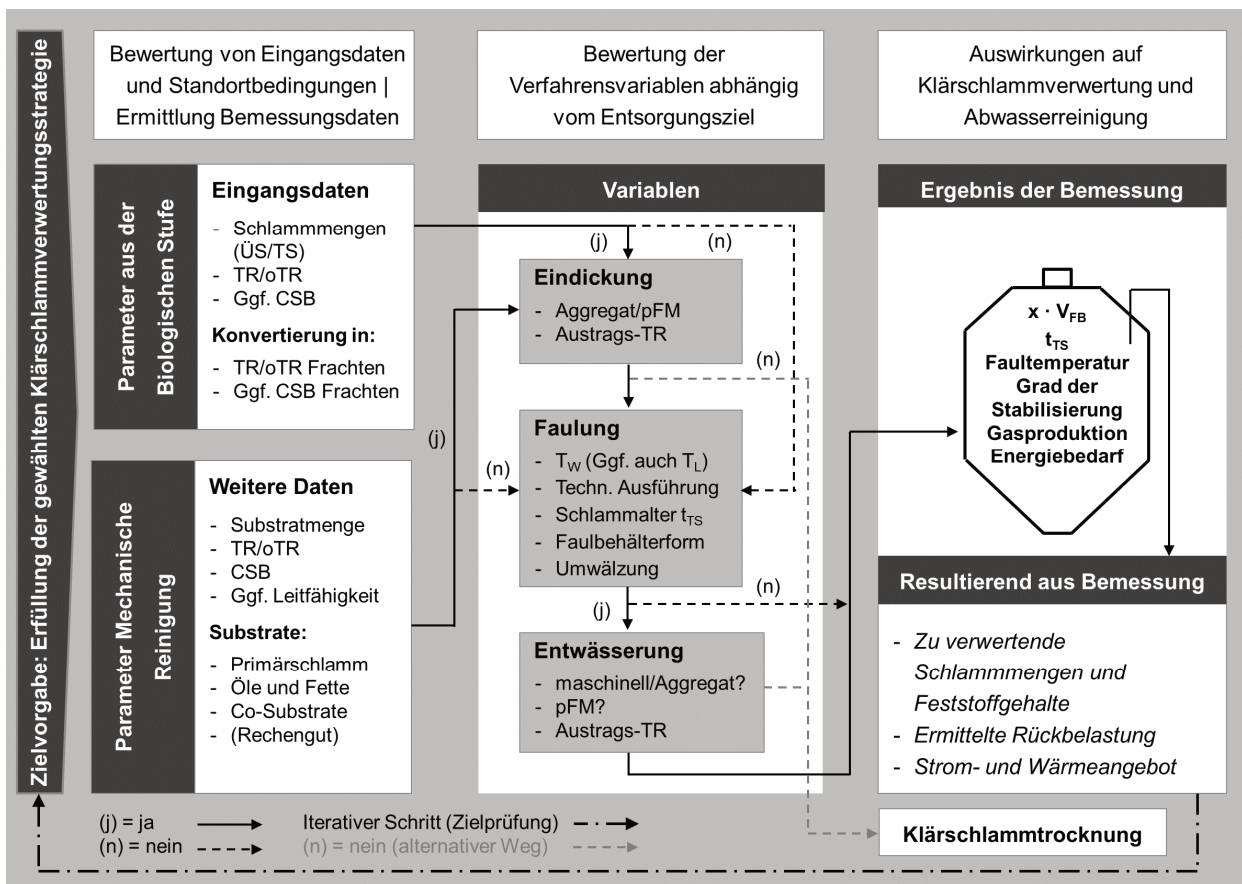


Bild 11.1: Bemessungsablauf anaerobe Schlammstabilisierung.

Die erhobenen Eingangsdaten für die Bemessung sind grundsätzlich auf Plausibilität und länderspezifische Unterschiede zu prüfen. Unter Umständen ist die gewählte Parameterdefinition anzupassen (vgl. Bild 11.1). In anderen Ländern ist die Überprüfung vor Ort bei der Vorgehensweise zur Bestimmung einzelner (Summen-)Parameter zu erwägen (vgl. 9.3.3). Daneben sollten auch die standortspezifischen Gegebenheiten ermittelt werden, die bemessungsrelevante, rechtliche, kulturelle sowie klimatische und geografische Aspekte ergeben können.

Eine Vorauswahl von Verfahrensvarianten für die Schlammfäulung sowie die Festlegung eines oder mehrerer Klärschlammverwertungs- bzw. -entsorgungswege ist im Anschluss zu treffen.

Insgesamt sind folgende Rahmenbedingungen für die Bemessung der Schlammfäulung zu berücksichtigen:

- Einstufige oder zweistufige Betriebsweise
→ Frage nach der Einfachheit der Anlage
- Gewünschte Desinfektionsleistung des/der Faulbehälter(s)
→ Sollen konstruktive Vorkehrungen für eine thermophile Betriebsweise getroffen werden?
- Mögliches Investitionsbudget
→ Einfachheit der Anlage? Verzicht auf Wärmedämmung der Faulbehälter (regional abhängig)?
- Spätere Erweiterungsmöglichkeit der zu planenden Anlage
→ Soll die Anlage künftig sowohl von der Größe her als auch technologisch erweitert werden?
- Hoher energetischer Gesamtwirkungsgrad
→ Ist das Ziel eine hohe Energieeffizienz (größtmögliche Ausnutzung des thermischen Wirkungsgrades der Anlage) und/oder der möglichst geringe Einsatz externer Energiequellen (Öl, Erdgas etc.)?

Die Dimensionierung der Schlammfäulungsanlage wird maßgeblich aus den oben genannten Punkten beeinflusst. Im Planungsprozess sind auch deshalb unterschiedliche Varianten zu vergleichen.

Die Ermittlung des Bemessungsschlammanfalls $Q_{RS,d,Bem}$ sowie die variantenabhängige Wahl des Bemessungsschlammalters $t_{TM,FB,Bem}$ (in Abhängigkeit von der gewählten Faultemperatur T_{Faul}) ergibt das erforderliche Faulraumvolumen V_{FB} . Das ermittelte Faulbehältervolumen ist entsprechend der jeweils betrachteten Variante auf eine sinnvolle Anzahl an Faulbehältern aufzuteilen.

Die Abschätzung des Gasanfalls, der die Grundlage zur Auslegung des Faulgaspfades ist (Rohrleitungen, Faulgasaufbereitung, -speicherung und -nutzung etc.), stellt einen Parameter der thermischen und elektrischen Energiebilanz dar und ist im Anschluss an die Auslegung durchzuführen.

Aggregate bzw. Bauwerke, die zur Anlagenperipherie gehören, wie z. B. Rohschlammeindickung, Wärmetauscher sowie Rohrleitungen und Pumpen, sind anschließend zu dimensionieren. Die Art und Dimensionierung der Rohschlammeindickung richtet sich nach Eingangsmengen, Feststoffgehalten und dem zu erreichenden Feststoffgehalt des Rohschlammes, der für die Volumenermittlung des Faulraums festgelegt wurde. Das System zur Rohschlammaufheizung wird mittels der oben erwähnten Energiebilanz anhand der zur Verfügung stehenden Wärmeenergie aus der Faulgasverwertung (nutzbare Abwärme aus KWK) sowie ggf. externer Energiequellen dimensioniert. Der Einsatz externer Energiequellen wie Heizöl oder Erdgas ist je nach Situation zu berücksichtigen, sollte allerdings nach Möglichkeit aus Gründen der Ressourcenschonung vermieden werden (z. B. durch Sommer-Winterbetrieb oder andere Faultemperaturen).

Aggregate bzw. Bauwerke zur Eindickung, Entwässerung sowie Stapelung/Lagerung der Klärschlämme sollten darauffolgend dimensioniert werden. Der Zentratwasserstrom und die darin enthaltenen Nährstoffe (C, N, P) sind dem Belebungsbecken zuzuführen. Ggf. ist vor allem bei Großanlagen oder Anlagenerweiterungen auch eine getrennte Behandlung bzw. Vorbehandlung sinnvoll. Darüber hinaus muss sichergestellt werden, dass zur weiteren Verwertung und Beseitigung des Schlammes die erforderlichen Feststoffgehalte mit den gewählten Aggregaten bestmöglich erreicht werden (Austrags-TR).

Abschließend ist zu überprüfen, ob mit der Menge und dem Feststoffgehalt des entwässerten bzw. getrockneten Faulschlammes das gesetzte Entsorgungsziel unter den berechneten Randbedingungen erreicht werden kann. Ansonsten sind entweder Parameter in der Schlammbehandlung (Faultemperatur, Schlammalter, Aggregate, Chemikalien etc.) anzupassen oder der Verwertungspfad des Faulschlammes neu zu bemessen (iterativer Prozess, vgl. 6).

11.2 Bemessung eines Faulbehälters

Folgende Verfahrenskennzahlen für die anaerobe Stabilisierung von Rohschlamm werden in Tabelle 11.1 wiedergegeben:

Tabelle 11.1: Typische Kennzahlen für die Faulung von Rohschlamm bei T_{Faul} von 25 °C bis 35 °C.

Parameter	Bereich	üblich	Dimension
Stabilisierungsdauer	temperaturabhängig s. Tabelle 11.3		[d]
TR_0	30 - 80	50	[kg/m ³]
oTR_0	20 - > 60	33	[kg/m ³]
GV	65 - > 75	65	[%]
η_{oTR}	≥ 40	45	[%]
TR_e	12 - 54	35	[kg/m ³]
oTR_e	9 - 36	15	[kg/m ³]
pH	7,0 - 7,5	7,5	[-]
Konzentration organischer Säuren	< 500	< 300	[mg HAc/L]
Gasproduktion ($\eta_{oTR} > 40$ %)	> 350	440	[Nm ³ /Mg oTR_0]
Methangehalt	60 - > 65	65	[%]
Heizwert H_i des Faulgases	25 ^{a)}	23	[MJ/m ³]
Heizwert H_i des Faulschlammes	< 10 - 18 ^{b)}	12	[MJ/kg TR]
Reduktion E.Coli	< 3	< 2	[Log ₁₀ -Red. MPN/g TR]

^{a)} Heizwert bei 60 % CH₄ im Faulgas

^{b)} Wert nach Bahrs, 1997 (vgl. Tabelle 4.1)

Dichtl (2015b) nennt zu den in Tabelle 11.1 aufgeführten Kennzahlen einen Abbaugrad des CSB η_{CSB} durch die anaerobe Behandlung von 80 %, ein CSB/BSB₅-Verhältnis von 2,3 und eine spezifische Methanbildung bezogen auf den abgebauten CSB von 0,15 kg CH₄/kg CSB_{ab}.

11.2.1 Bemessungsschlammanfall ($Q_{\text{RS,d,Bem}}$)

Liegen Daten zum Rohschlammanfall vor, ist der Bemessungsschlammanfall aus dem 85 %-Perzentil des gleitenden täglichen Mittelwertes des Rohschlammanfalls über die Dauer der angesetzten Faulzeit (z. B. 19 Tage) zu ermitteln, insbesondere für kleine und mittlere Faulbehältergrößen. Für große Anlagen (> 100.000 E) genügt der zweiwöchige gleitende Mittelwert. Es empfiehlt sich, stets den täglichen Rohschlammanfall grafisch auszuwerten, um ggf. saisonale Einflüsse oder seltene Sonderfälle im Datensatz schnell

ausfindig machen zu können und deren Relevanz zu bewerten. Ist aufgrund des vorgegebenen Entsorgungsweges kein größtmöglicher Abbau organischer Stoffe gefordert, so kann auch mit geringeren Sicherheiten (z. B. 50 %-Perzentil) gerechnet werden.

Die Datengrundlage besteht im Idealfall aus Aufzeichnungen des täglichen Rohschlammanfalls aus mehreren Betriebsjahren und umfasst saisonale, witterungs- und betriebsbedingte Schwankungen. Eine solche Datengrundlage ist üblicherweise nur bei der Planung zur Erweiterung bzw. Optimierung auf einer bestehenden Kläranlage mit umfangreicher Betriebsdatendokumentation vorhanden. Andernfalls ist der zu erwartende Schlammanfall mittels einwohnerspezifischer Frachten in Abhängigkeit vom biologischen Reinigungsverfahren abzuschätzen. Liegen keinerlei Betriebsdaten zum Schlammanfall vor und erscheinen einwohnerspezifische Frachten für den betrachteten Fall nicht plausibel, so sollten Messungen zur Ermittlung des Rohschlammanfalls getätigt werden.

Dem täglichen Schlammanfall aus mechanischer und biologischer Reinigungsstufe sind unter Umständen zusätzliche Volumina für die Mitbehandlung von Co-Substraten ($Q_{Co,d}$; z. B. Fett aus dem Fettfang, Fremdschlämme usw.) aufzuschlagen. Der Bemessungsschlammanfall $Q_{RS,d,Bem}$ ist die Summe der zu behandelnden Schlamm- und Substratmengen (Gl. 11-1; Primärschlamm, Überschussschlamm und Co-Substrat):

$$Q_{RS,d,Bem} = Q_{PS,d} + Q_{ÜS,d} + Q_{Co,d} \quad \text{in } \left[\frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right] \quad (\text{Gl. 11-1})$$

$Q_{PS,d}$ stellt den täglichen Volumenstrom des Primärschlammes aus dem Abzug der Vorklärung dar, der in Abhängigkeit der Aufenthaltszeit t_{VK} und ggf. eingedickt unterschiedlich groß anfällt. $Q_{ÜS,d}$ umfasst den Volumenstrom des Überschussschlammes nach der maschinellen Eindickung, der sich wie folgt aus dem Anteil aus der Kohlenstoffelimination $\dot{U}S_C$, ggf. externen C-Quellen $\dot{U}S_{extC}$ sowie dem Anteil bei Bio-P ($\dot{U}S_{P,Bio-P}$) bzw. aus der P-Fällung ($\dot{U}S_{P,Fäll,Fe}$) zusammensetzt (Gl. 11-2):

$$Q_{ÜS,d} = \dot{U}S_C + \dot{U}S_{extC} + \dot{U}S_{P,Bio-P} + \dot{U}S_{P,Fäll,Fe} \quad \text{in } \left[\frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right] \quad (\text{Gl. 11-2})$$

Sollte die Ermittlung des Rohschlammanfalls über einwohnerspezifische Frachten erfolgen, so ist für den Überschussschlammanteil zu berücksichtigen, dass je nach Verfahren und Reinigungsziel unterschiedliche Schlammfrachten je Einwohner entstehen. Es wird auf die Schlammliste des DWA-M 368 (2014) verwiesen (s. Tabelle A.2).

Die einzelnen Schlamm- und Substratvolumina sind in Abhängigkeit vom gewählten Eindickverfahren (statisch und/oder maschinell) mit dem jeweiligen Feststoffgehalt zu ermitteln. In Tabelle 11.2 sind typische Feststoffkonzentrationen verschiedener Schlämme beim Anfall und im Zulauf des Faulbehälters angegeben.

Tabelle 11.2: Zusammenstellung der Feststoffgehalte von Substraten im Zulauf der Faulung.

Substrat	Feststoffgehalt TR beim Anfall (%)	Feststoffgehalt TR nach Eindickung im Zulauf zur Faulstufe (%)
Primärschlamm (PS)	in VK bereits eingedickt	3,0 – 6,0
Überschussschlamm (ÜS)	0,6 – 1,2	4,0 – 7,0 ^{a)}
ÜS statisch voreingedickt:		
- Reinigungsziel Kohlenstoffabbau	0,6 – 1,2	2,0 – 3,5
- Reinigungsziel Nährstoffeliminatio	0,6 – 1,2	1,5 – 3,0
Rohschlamm (RS = PS + ÜS)	–	4,0 – 8,0 ^{a)}
Fremdschlämme und Co-Substrate	substratabhängig	Eindickung ggf. erforderlich je nach Beschaffenheit

ANMERKUNG:

^{a)} Bei Feststoffgehalten größer 8 % TR wird die Pumpfähigkeit des Substrats beeinträchtigt und kann zu einem unwirtschaftlichen Betrieb führen. Aufgrund der Viskosität von ÜS kann die Pumpfähigkeit auch schon < 8 % eingeschränkt sein.

Der nach der Eindickung resultierende Rohschlammanfall findet in der Gleichung zur Ermittlung des Faulbehältervolumens Berücksichtigung.

11.2.2 Bemessungsschlamhalter ($t_{TM,FB,Bem}$) und Faulraumvolumen (V_{FB})

Die maßgebenden Bemessungsgrößen für die Dimensionierung von Faulbehältern sind der Bemessungsschlammanfall und die Faulzeit bzw. das Bemessungsschlamhalter (vgl. 4.2.1 und 5). Dabei wird von einem optimal durchmischten Faulbehälter ausgegangen. Die Wahl des Bemessungsschlamhalters $t_{TM,FB,Bem}$ erfolgt in Abhängigkeit von der gewählten Faultemperatur T_{Faul} und ergibt mit dem Bemessungsschlammanfall $Q_{RS,d,Bem}$ das erforderliche Faulraumvolumen V_{FB} :

$$V_{FB,Bem} = t_{TS,FB,Bem} \cdot Q_{RS,d,Bem} \quad \text{in [m}^3\text{]} \quad (\text{Gl. 5-2})$$

Das DWA-M 368 (2014) hat für Faultemperaturen im Bereich von 35 °C bis 40 °C von der Ausbaugröße abhängige Bemessungsschlamhalter empfohlen. Mithilfe der durchgeführten Validierungsuntersuchungen konnte im Rahmen dieser Arbeit eine Erweiterung des relevanten Faultemperaturbereichs von 34 °C bis auf 25 °C erfolgen.

Für die technische Faulung war die Erweiterung des relevanten Temperaturbereichs erforderlich, da

- zum einen die These der Temperaturoptima im mesophilen ($\sim 37\text{ °C}$) und thermophilen ($\sim 55\text{ °C}$) Bereich im Vorfeld widerlegt wurde (DWA-M 368, 2004) und dadurch eine Anpassung der Faultemperaturen in Abhängigkeit vom Schlammalter hinsichtlich eines energieoptimierten Betriebes ermöglicht wird (z. B. saisonal bedingter Betrieb der Faulbehälterheizung; angepasst an das Wärmeangebot),
- andererseits aufgrund der speziellen Betrachtung des Anwendungsbereiches der anaeroben Stabilisierung in warmen oder kalten Klimaten gesonderte Formen der anaeroben Schlammstabilisierung (z. B. Faulbehälter ohne Wärmedämmung, unbeheizte Faulbehälter) Anwendung finden können.

In Tabelle 11.3 sind für den genannten erweiterten Temperaturbereich T_{Faul} die erforderlichen Bemessungsschlammalter $t_{\text{TM,FB,Bem}}$ in Abhängigkeit der Ausbaugröße aufgeführt.

Tabelle 11.3: Erweiterung der nach DWA-M 368 (2014) empfohlenen Bemessungsschlammalter.

Anlagengröße in E		> 100.000	50.000 – 100.000	< 50.000
DWA-M 368	$T_{\text{Faul}} [\text{°C}]$	[d]		
Gesamtschlammalter	40 - 35	16 - 22	18 - 25	20 - 28
enthaltener Sicherheitsfaktor	SF _{GK}	1	1,15	1,25
Erweiterung	$T_{\text{Faul}} [\text{°C}]$	[d]		
	34 - 30	19 - 23	23 - 28	29 - 34
Gesamtschlammalter	29 - 25	24 - 30	29 - 35	36 - 44
	(24 - 20) ^{b)}	(34 - 43) ^{a)}	(41 - 51)	(51 - 64)
enthaltener Sicherheitsfaktor	SF _{GK}	1	1,2	1,5

ANMERKUNG:

a) Schlammalter für Temperaturbereich $T_{\text{Faul}} < 25\text{ °C}$ wurden nicht validiert. Das ermittelte Schlammalter für 100.000 E wurde darum zusätzlich mit einem Sicherheitsfaktor SF_t von 10 % beaufschlagt.

b) Anwendungen im Temperaturbereich von $T_{\text{Faul}} = 20\text{ °C}$ bis 24 °C sind in der Regel wirtschaftlich nicht sinnvoll und auf Sonderfälle beschränkt.

Tabelle 11.3 stellt eine Erweiterung der im Merkblatt DWA-M 368 (2014) empfohlenen Mindestschlammalter um zusätzliche Bemessungsschlammalter für niedrigere Faultemperaturen bis auf 25 °C dar.

Die in Tabelle 11.3 aufgeführten Schlammalter gelten für die einstufige Faulung kommunaler Rohschlämme, zusammengesetzt aus Primär- und Überschussschlamm. Der zu faulende Rohschlamm muss über einen Glühverlust von mindestens 65 % verfügen. Die Schlammalter für den Temperaturbereich T_{Faul} von 34 °C bis 25 °C ergeben sich aus der

Stabilisierungskurve *Norm 2* und sollen eine hinreichende Stabilisierung mit einem Abbaugrad der organischen Stoffe $\eta_{\text{OTR}} \geq 40 \%$ ermöglichen. Sind höhere Stabilisierungsgrade erforderlich, um eine größtmögliche Feststoffreduktion im Schlamm erreichen zu wollen, so sind die genannten Schlammalter nach eigenem Ermessen zu erhöhen.

Für den erweiterten Temperaturbereich $< 35 \text{ }^{\circ}\text{C}$ können die im DWA-M 368 angesetzten, von der Anschlussgröße abhängigen Sicherheitsfaktoren (SF_{GK}) nicht direkt übernommen werden. Diese Faktoren werden zur Berücksichtigung von größeren Schwankungen beim täglichen Rohschlammanfall kleinerer Anlagen (vgl. 7.3) aufgrund der in den Unterabschnitten 4.1.3 und 5 erwähnten Einflussfaktoren auf die Faultemperatur und das anaerobe Schlammalter eingesetzt. Für den erweiterten Temperaturbereich wird für Anschlussgrößen zwischen 50.000 E und 100.000 E der SF_{GK} von 1,15 auf 1,2 angehoben, für Anschlussgrößen $< 50.000 \text{ E}$ wird der SF_{GK} von 1,25 auf 1,5 erhöht (s. Tabelle 11.3). Grund für die Erhöhung der SF gegenüber dem DWA-Merkblatt ist, dass sich mit abnehmender Größe der Kläranlage die Auswirkungen durch den schwankenden Rohschlammanfall überlagern können. Beispielsweise kann durch erhöhten Rohschlammanfall infolge von Regenereignissen neben der hydraulischen Belastung zusätzlich die Temperatur im Faulbehälter (Temperaturschwankung) beeinflusst werden.

Die über das Jahr durchschnittliche Faultemperatur (auch als Betriebstemperatur bezeichnet) ist entsprechend des Behandlungsziels zu wählen. Mit ihr wird aus Tabelle 11.3 das empfohlene Bemessungsschlammalter ermittelt.

Die in Tabelle 11.3 genannten Faultemperaturen von $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$ bis $29 \text{ }^{\circ}\text{C}$ sind vorwiegend für unbeheizte, meist wärme gedämmte Faulbehälter relevant. Der Temperaturbereich von $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$ bis $24 \text{ }^{\circ}\text{C}$ wurde in den vorliegenden Untersuchungen durch die Berechnung der Ausgleichsfunktion nur abgeschätzt (Trendkurve). Darum wurden die in Tabelle 11.3 für den Temperaturbereich von $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$ bis $24 \text{ }^{\circ}\text{C}$ dargestellten Bemessungsschlammalter mit einem Sicherheitsfaktor von $\text{SF}_t = 1,1$ versehen. Der Sicherheitsfaktor SF_t berücksichtigt Abweichungen von 10 %, die sich aus der Auswertung des nicht validierten Temperaturbereichs ergaben. Damit wird der unsichere Bereich kompensiert.

Es ist stets im Einzelfall zu überprüfen, ob unbeheizte Faulbehälter, insbesondere für Ausbaugrößen größer 100.000 E, wirtschaftlich angemessen betrieben werden können. Eine Faulbehälterheizung ist wirtschaftlich sinnvoller, wenn eine gleichmäßige, intensive Stabilisierung stattfindet und dadurch höhere Faulgasausbeuten und geringere zu entsorgende Schlamm-mengen entstehen (vgl. 11.2.4). Für unbeheizte Faulbehälter von Anlagen mit einer Ausbaugröße von weniger als 50.000 E ist aufgrund der Sicherheitsfaktoren ein großes spezifisches Faulraumvolumen erforderlich. Durch den Bau größerer Faulbehälter steigen die Investitionskosten für das Bauwerk stärker an als bei einem beheizten Faulbehälter. Demgegenüber stehen die Einsparungen in der Maschinentechnik. Welchen Umfang die Betriebskosten (inkl. Schlamm-entsorgung) bei unbeheizten Faulbehältern haben, sind in jeweiligen Einzelfallbetrachtungen zu ermitteln.

Insgesamt ist der Temperaturbereich $T_{\text{Faul}} < 25\text{ °C}$ für die praktische Anwendung als ungeeignet anzusehen, weil wegen der hohen Schlammalter sehr große Faulbehältervolumina resultieren, die einen wirtschaftlich vorteilhaften Bau und Betrieb in Frage stellen. In 11.2.4 ist dennoch ein Beispiel eines solchen Einzel- bzw. Sonderfalles beschrieben.

Ist ein zweistufiger Betrieb vorgesehen (vgl. Hinweisen zu ein- und zweistufiger Betriebsweise in 11.3.2), kann das aus Tabelle 11.3 entnommene Bemessungsschlammalter für die Ermittlung des Faulraumvolumens wegen hydraulisch günstigerer Verhältnisse um 25 % gemindert werden. Nach DWA-M 368 (2014) können sich Abminderungen bis zu 32 % ergeben, aufgrund der niedrigeren Faultemperaturen ($T_{\text{Faul}} < 34\text{ °C}$) wird davon jedoch abgeraten.

Ist die Abwassertemperatur über das Jahr gesehen konstant, so ist davon auszugehen, dass sich ohne externe Wärmezufuhr durch eine Faulbehälterheizung eine weitgehend gleichbleibende Faultemperatur einstellt, die in etwa der Abwassertemperatur entspricht:

$$T_{\text{Faul}} \approx T_{\text{Abwasser}} [\sim \text{const.}] \quad (\text{Gl. 11-3})$$

Der Verzicht auf eine Faulbehälterheizung ist für Entwicklungsländer eine kostengünstige Option, um eine Grundsicherung zur Behandlung von Klärschlamm herzustellen. Die Faulstufe ist dann so zu planen, dass diese einhergehend mit dem Ausbildungsstand des Fachpersonals später ggf. technologisch aufgerüstet werden kann (z. B. Erweiterung durch Wärmedämmung, Heizung etc.). Es sollte nur auf eine Beheizung der Faulbehälter verzichtet werden, wenn das anfallende Faulgas einer anderweitigen Nutzung zugeführt werden kann, wie z. B. der Einspeisung ins Erdgasnetz und/oder Versorgung einzelner Dörfer oder Stadtteile vor Ort zur Erhöhung des Lebensstandards bzw. zur Ansiedlung von Kleingewerbe.

11.2.3 Abschätzung des Faulgasanfalls (Q_{FG}) und Energiebilanz

Wie im Unterabschnitt 3.4 bereits erwähnt, hängt der Faulgasanfall von der erreichbaren Reduzierung des organischen Anteils im Rohschlamm ab. Da die einzelnen Schlammarten je nach Anteil an leicht verfügbaren organischen Stoffe unterschiedliche Faulgasausbeuten ($Q_{\text{FGA, spez.}}$) erbringen, ist der Faulgasanfall über die Einzelströme des Rohschlammes (Primär- und Überschussschlammanteil) bzw. über die anteiligen Makronährstoffe (Kohlenhydrate, Fette, Proteine) abzuschätzen. Tabelle 3.4 gibt hierbei die in Gleichung (Gl. 11-4) einzusetzenden Faulgasausbeuten des jeweiligen Schlammstroms an.

Für einen zusätzlichen Faulgasanfall infolge zu vergärender Co-Substrate, wie Fette aus dem Fettfang, sollte die substratspezifische Faulgasausbeute der Fachliteratur entnommen werden. Für eine Erhöhung des Faulgasanfalls infolge der Co-Vergärung biogener

Reststoffe sollten Literaturwerte nicht direkt zur Bemessung herangezogen werden, sondern durch konkrete Messungen (Faulversuche im Labor- oder Technikumsmaßstab) verifiziert werden.

$$Q_{FG,d} = B_{oTR,PS,d} \cdot Q_{FG,PS} + B_{oTR,ÜS,d} \cdot Q_{FG,ÜS} + (B_{oTR,Co,d} \cdot Q_{FG,Co}) \text{ in } \left[\frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right] \quad (\text{Gl. 11-4})$$

Analog zur Abschätzung des Faulgasanfalls über den oTR kann diese auch über den CSB erfolgen. Hierbei können die in Tabelle 4.1 dargestellten CSB/oTR Verhältnisse zur Plausibilitätskontrolle herangezogen werden.

Normalerweise werden BHKW zur Faulgasnutzung eingesetzt. In ESTL ist im Hinblick auf einen einfachen, nachhaltigen Betrieb zu prüfen, ob alternativ eine Nutzung des Faulgases über einen einfacheren Heizkesselbetrieb erfolgen kann.

Mit der anfallenden Wärmeenergie aus der Faulgasverwertung kann der energetische Bedarf zur Rohschlammaufheizung und zum Ausgleich der Transmissionswärmeverluste weitgehend gedeckt werden. Zur Erwärmung von 1 m³ Wasser um 1 K wird eine Energie von 1,16 kWh benötigt. Bei vereinfachter Annahme, dass die spezifische Energie zur Erwärmung von Rohschlamm dem des Wassers entspricht, lässt sich die erforderliche Energiemenge zur Aufheizung von 1 m³ Rohschlamm (E_{RS-Erw}) wie folgt ermitteln:

$$E_{RS-Erw} = 1,16 \cdot \Delta T \cdot Q_{RS,d} \left[\frac{\text{kWh}}{\text{d}}\right] \quad (\text{Gl. 11-5})$$

Zur Ermittlung der Transmissionswärmeverluste durch die Faulbehälterwand kann bei wärmegeprägten Wänden im Mittel ein spezifischer Wärmedurchgang von 1,1 W/(m² · K) für die gesamte Oberfläche (außenluft- und bodenberührt) angenommen werden. Dem Wert ist ein zusätzlicher Faktor von ca. 10 % für Transmissionswärmeverluste von Rohrleitungen und sonstigen Installationen aufzuschlagen. Daraus ergibt sich für wärmegeprägte Faulbehälter insgesamt ein spezifischer Wärmedurchgang von 1,21 W/(m² · K) (Dichtl et al., 1997). Dichtl (2015b) gibt für die Abstrahlverluste von Faulbehältern 0,28 kWh/(m³ · K) an. Im Übrigen geben Dichtl et al. (1997) folgenden täglichen Wärmebedarf bezogen auf 1 m³ Faulbehältervolumen an:

0,25 kWh/(m³ · d) für das Sommerhalbjahr und

0,45 kWh/(m³ · d) für das Winterhalbjahr.

Diese Werte basieren auf den Temperaturverhältnissen der Außenluft in gemäßigten Breiten, speziell für Deutschland, und einer Faultemperatur im mesophilen Bereich von ca. 37 °C. Für Faulbehälter, die ohne Wärmedämmung gebaut werden sollen, ergeben sich andere spezifische Wärmedurchgänge, sodass die oben genannten Werte nicht herangezogen werden können (s. hierzu im folgenden Unterabschnitt 11.2.4).

11.2.4 Faulbehälter ohne Wärmedämmung und unbeheizte Faulbehälter

Faulbehälter ohne Wärmedämmung

Für die Bemessung eines Faulbehälters ohne Wärmedämmung ist – wie bei konventionell gedämmten Faulbehältern – das Bemessungsschlammalter ($t_{TS,FB,Bem}$) bei der gewählten Faultemperatur maßgebend, siehe Gleichung (Gl. 5-2). Das Bemessungsschlammalter $t_{TS,FB,Bem}$ ist für die vorgesehene Faultemperatur der Tabelle 11.3 zu entnehmen.

Bei einer Faulgasverwertung im Rahmen beheizter Faulbehälter, die in warmen Klimazonen im mesophilen Temperaturbereich (35 °C bis 40 °C) betrieben werden sollen, können bei durchgängig hohen Lufttemperaturen von $T_L \geq 20$ °C wahlweise auch Faulbehälter ohne Dämmung ausgelegt werden. Der Verzicht auf eine Wärmedämmung ermöglicht einmalig eine Reduzierung der Investitionskosten bei der Neu- oder Erweiterungsplanung.

Ist bei einer bestehenden Anlage bereits eine Wärmedämmung vorhanden, so muss sichergestellt sein, dass die Abdeckung (Trapezbleche oder Segmentplatten o. ä.) komplett als Hülle geschlossen und intakt ist. Sollten Beschädigungen an der Abdeckung vorliegen, so kann die Wärmedämmung durch Regen großflächig durchnässen und die Wärmeleitfähigkeit drastisch erhöht werden, sodass sich selbst in wärmeren Regionen negative Effekte auf den Wärmebedarf der Faulbehälter ergeben. Des Weiteren spielen zudem die Arbeitssicherheit (Schutz vor herabstürzenden Platten) sowie die Beschädigung des Wärmedämmstoffes durch starke Sonneneinstrahlung eine Rolle.

Aufgrund der geringen Temperaturdifferenz der Faultemperatur zur Außenluft in konstant warmen Klimazonen (keine Jahreszeiten bzw. milde Winter) ist der Wärmebedarf durch die Abwärme bei der Faulgasverstromung für gewöhnlich ganzjährig gedeckt. Ungeachtet dessen ist über eine Wärmebilanz der Einzelfall stets nachzuweisen. Das Temperaturgefälle zwischen Faulraum und Außenluft ist bei der konstruktiven Planung zu berücksichtigen.

Am Beispiel eines Faulbehälters ohne Wärmedämmung mit einer Stahlbetonwand mit einer angenommenen Wanddicke von 0,3 m ist ein höherer Wärmedurchgangskoeffizient vorhanden, der nach eigenen Berechnungen für einen kontinuierlich durchmischten Faulbehälter 6,35 W/(m² · K) beträgt (vgl. 11.2.3). Dem hier genannten Wärmedurchgangskoeffizienten liegen in diesem Beispiel ein innerer Wärmeübergangswiderstand von $R_{Si} = 0,00025$ (m² · K)/W und eine Wärmeleitfähigkeit der Stahlbetonwand von $\lambda = 2,5$ W/(m · K) zugrunde. Unter der Voraussetzung, dass die maschinellen Einrichtungen eingehaust bzw. außenliegende Rohrleitungen etc. wärmegeklämt sind, ist auch hier wie in 11.2.3 zur Berücksichtigung der Transmissionswärmeverluste ein Aufschlag von 0,11 W/(m² · K) enthalten.

Bei der Bemessung von Faulbehältern ohne Wärmedämmung sind für die Wärmebilanz auch kurzzeitige Wärmeverluste durch kühlere Lufttemperaturen, starke Winde sowie Wärmeeinträge durch Sonneneinstrahlung zu berücksichtigen. In windreichen Regionen (z. B. in Küstengebieten) kann sich eine technische Umsetzung ohne Wärmedämmung erschweren, da ein Teil der Wärme durch die Abkühlung des Windes verloren geht. Ein Wärmeeintrag auf den Faulbehälter durch Sonneneinstrahlung kann sich tagsüber ergeben und ist zu berücksichtigen. Aufgrund des Wärmespeichervermögens des Faulschlammes (entspricht ungefähr dem des Wassers) ist eine übermäßige Auskühlung über Nacht nicht zu erwarten, sollte aber immer unter Berücksichtigung der örtlichen Randbedingungen in der Wärmebilanz überprüft werden.

Unbeheizte Faulbehälter

Ein wirtschaftlicher Vorteil kommt vor allem dann zum Tragen, wenn Faultemperaturen $> 25\text{ °C}$ auch ohne Wärmedämmung und ohne Heizung über das Jahr weitgehend konstant gehalten werden können und das anfallende Faulgas anderweitig energetisch genutzt wird. Dieser Einzelfall ist in Betracht zu ziehen, wenn über das Jahr weitestgehend konstante Abwassertemperaturen von $T_w \geq 25\text{ °C}$ vorliegen und die Lufttemperaturverläufe über das Jahr (kaum kalte Monate) oder auch über den Tag (milde bzw. warme Nächte) moderaten Schwankungen unterliegen.

Durch den Verzicht auf die Heizung entfallen auch die entsprechenden Investitions- und Betriebskosten. Empfehlenswert ist diese Betriebsform nur, wenn das anfallende Gas für andere (dezentrale) Zwecke nutzbar gemacht wird. Das Abbrennen von Faulgas aufgrund fehlender Faulgasnutzung über (Not-)fackeln ist zwar nicht zweckmäßig. Jedoch muss berücksichtigt werden, dass eine Stabilisierung der Klärschlämme stets zwingend erforderlich ist. Fällt die Entscheidung für eine unbeheizte anaerobe Schlammstabilisierung, so muss sichergestellt werden, dass das entstehende Faulgas auch ohne eine weitere Verwertung abgefackelt wird, um unkontrollierte Emissionen von Methan (25 Mal so klimawirksam wie CO_2) zu verhindern. Ansonsten ist der Zweck der Stabilisierung nicht erfüllt.

Die Ausführung für Temperaturen $< 25\text{ °C}$ stellt in der Regel lediglich eine Option zur Grundsicherung der Klärschlammstabilisierung mit technologischen Erweiterungsmöglichkeiten dar (Einsparung von Belüftungsenergie bei der aeroben Stabilisierung). Investitionskosten steigen durch die größeren Faulbehältervolumina, aber Betriebskosten können gesenkt werden.

Einen solchen Einzel- bzw. Sonderfall stellt z. B. eine unbeheizte Low-Tech Variante (bspw. ohne FB-Heizung und ggf. ohne FB-Wärmedämmung $\rightarrow T_{\text{Faul}} > 20\text{ °C}$) in einem warmen Entwicklungsland für eine größere Kläranlage dar, deren biologische Reinigung erst stufenweise auf die Zielausbaugröße erweitert werden kann/soll (bspw. vorerst zwei

von sechs Becken). Das Faulbehältervolumen wird dann auf die Zielausbaugröße ausgelegt und gebaut, die Anlagenperipherie für eine Faulbehälterheizung zunächst nur konstruktiv vorgesehen (Gebäude, Rohrleitungsführungen etc.). Da oft ungeschultes Personal am Anfang zur Verfügung steht, kann die Anlage mit dem Ausbildungsstand des Personals durch sukzessive Erweiterungsmaßnahmen wachsen. Ein Vorteil ist das geringe Anfangsinvestitionsvolumen für die anaerobe Stabilisierungsanlage. Durch den stufenweisen Ausbau kann mit der Abwassergebühr, die meist erst ab Fertigstellung erhoben werden kann, neues Kapital für die Erweiterungen generiert werden.

11.3 Planung und Betrieb

Generelle Hinweise zum Bau, zur Verfahrenstechnik und zum Betrieb von Faulbehältern sind dem Merkblatt DWA-M 368 (2014) zu entnehmen. Des Weiteren sind konstruktive Hinweise zum Bau von Faulbehältern unter anderem im ATV-Handbuch „Klärschlamm“ (Mudrack et al., 1996) sowie für die „Technische Ausrüstung von Faulgasanlagen auf Kläranlagen“ im Merkblatt DWA-M 212 (2008) zu finden.

Auf Grundlage der vorangeführten Untersuchungsergebnisse werden hier, ergänzend zur Literatur der DWA, planerische und betriebliche Aspekte im Hinblick auf eine Umsetzung in warmen oder kalten Klimaten zusammengefasst.

11.3.1 Planerische Aspekte

Es ist davon auszugehen, dass bei der Planung und dem Bau von Kläranlagen in ESTL oft wenig oder kein qualifiziertes Personal zu finden ist. Als Resultat erfolgt die Inbetriebnahme oft unvollständig und nicht mängelfrei. Es sind daher ausreichende Schulungen des Personals sowie die Übergabe einwandfreier Betriebsanweisungen und Handbücher sicherzustellen, um die Grundlage für einen bestmöglichen Betrieb der Anlage zu gewährleisten. Eine Betreuung vor Ort in der Anfangszeit (ca. ein bis zwei Jahre nach Inbetriebnahme) durch Fachpersonal aus Deutschland kann Startschwierigkeiten verringern und Fehlentwicklungen in der Betriebsdurchführung frühzeitig entgegenwirken. Danach sollten weiter regelmäßige Schulungen durchgeführt werden.

Diese Maßnahmen sorgen für Vertrauen und sollten im Angebot des Planers hervorgehoben werden. Auch das sogenannte “Social Engineering“ kann für die Auftragsvergabe einen hohen Stellenwert einnehmen. Sollten z. B. Ver- und Entsorgungsstrukturen für angrenzende Wohn- und Gewerbegebiete mitgeschaffen werden, so kann das für die regionale Entwicklung einen positiven Effekt mit sich bringen. Dabei gilt es auch, ein Umweltbewusstsein der Anwohner zu schaffen.

Ist eine Stromversorgung eines Wohngebiets aus dem BHKW der Faulgasverwertung geplant, können dadurch die Anwohner sensibilisiert werden, welche Stoffe in den Abwasserkanal gehören. Denn wenn die Faulung gestört wird, haben die Anwohner keinen Strom, was gleichermaßen eine Motivation für das Kläranlagenpersonal sein sollte, einen solchen Fall zu vermeiden.

Bei Faulbehältern, die im niedrigen Temperaturbereich ($< 35\text{ °C}$) betrieben werden, sind aufgrund der höheren Methanlöslichkeit konstruktive Maßnahmen (z. B. Unterdruckentgasung und Gasfassung Nacheindicker) zu treffen, um ein unkontrolliertes Ausgasen im Ablaufstrom der Faulbehälter zu vermeiden.

Auch die schrittweise Erweiterung einer Anlage in der Ausbaugröße, insbesondere in der technischen Ausstattung der Anlage, kann dazu beitragen, das Personal schrittweise an

die technischen Neuerungen heranzuführen. Ein weiterer Punkt ist das Vorhalten bzw. die Beschaffung von Ersatz- und Verbrauchsteilen sowie Betriebsmitteln in ESTL, deren Verfügbarkeit unter Umständen nicht immer kurzfristig gegeben ist. Ggf. sind für Vorräte zusätzliche Lagerräume mit einzuplanen.

Es sollte im Vorfeld immer geprüft werden, ob bei der Faulbehälterkonstruktion die statischen Voraussetzungen für einen thermophilen Faulbetrieb geschaffen werden sollen. Eine Co-Vergärung ist bereits bei der Planung der Schlammbehandlungsanlage zu berücksichtigen. Der erhöhte Faulgasanfall durch die Co-Vergärung ist bei der Auslegung der Faulgasspeicherung und der Verwertung mit einzubeziehen (DWA-M 380, 2008). Zusätzlich muss für das zu vergärende Co-Substrat eine Annahmestelle angelegt werden.

Kostenstrukturen zur Schlammbehandlung und -verwertung

Eine genaue Benennung von Kostenwerten der anaeroben Schlammbehandlung ist nur bedingt möglich, da viele Randbedingungen Einfluss auf die einzelnen Kosten nehmen (s. Tabelle 11.4). Insbesondere aufgrund der unterschiedlichen (Teil-)Verfahren sowie durch die unterschiedlichen Rahmenbedingungen der Kläranlagen können sie zum Teil stark variieren. Umso höher sind die Anforderungen an ein solides geplantes Kostenmanagement in anderen Ländern, wie z. B. in ESTL.

Tabelle 11.4: Einflussfaktoren auf die Kostenstrukturen in der anaeroben Schlammstabilisierung.

Bauteile und Betrieb	Klärschlamm und Biochemische Prozesse
Planung im Vorfeld	
Lokale Randbedingungen (Klima, Abwassertemperatur, Kanalnetzlänge, Art der Abwasserreinigung)	
Größe der angeschlossenen EW (Anlagengröße)	Art des zu faulenden Rohschlammes (PS, ÜS, ggf. Co-Substrate)
Form und Funktion der Eindickung	Faulfähigkeit der Rohschlämme (Qualität)
Technologie zur Intensivierung der Schlammfaulung	Intensität der Faulung
<ul style="list-style-type: none"> - mesophil/thermophil - Art und Funktion der Umwälzung - Zusatztechnologie (z. B. TDH, Chemie) 	<ul style="list-style-type: none"> - Abbaugeschwindigkeit - Reduzierung der Feststoffe - Faulgasausbeute
Anzahl der Faulbehälter	Entwässerbarkeit der Schlämme
Ausstattung der Stabilisierungsanlage (z. B. Wärmedämmung, ESMR)	Qualität des Faulschlammes
Effizienz/Alter der Gesamtanlage	

Dabei wirft sich die Frage auf, inwiefern für ESTL anfallende Kosten generell minimiert bzw. vermieden werden können. Als Lösung bietet sich der Bau und Betrieb einer ländergerechten einfachen und robusten Technologie an, die schrittweise erweitert werden kann. Die Kosten für ein Bauprojekt lassen sich zu Beginn eines Projektes (Grundlagenermittlung und Vorplanung) am stärksten beeinflussen (ATV AG 8.1.1, 1998). Jardin (2013) schreibt, dass generell gilt: „Je früher in einem Planungsprozess Geld und Energie zur Findung der wirtschaftlichsten Lösung investiert werden, desto wahrscheinlicher ist es, dass im Ergebnis tatsächlich auch eine Maßnahme oder Maßnahmenkombination identifiziert wird, die ein Minimum an Jahreskosten erwarten lässt.“

Beschreibungen zu Kosten in der Schlammbehandlung sind in der Literatur aus oben genannten Schwierigkeiten kaum zu finden. Vereinzelt werden Kosten anhand von Praxisbeispielen erläutert, die ebenso den in Tabelle 11.4 beschriebenen Einflussfaktoren unterliegen. Die Übertragbarkeit von in Deutschland vorhandenen Kenntnissen zu einzelnen Kostenpunkten auf andere Länder gestaltet sich deshalb als besonders schwierig.

Beckereit hat 1988 ein umfassendes Werk zu „Kosten der anaeroben Abwasserbehandlung“ veröffentlicht. Dabei wurden Kostendaten ausgewählter Anlagen erfasst und ausgewertet. Allerdings ist es nach fast 30 Jahren fraglich, ob die direkte Übertragbarkeit der damals aufwendig ermittelten Kostenkennwerte mittels Baupreisindex noch gegeben ist, da sich die eingesetzte Anlagentechnik teils deutlich weiterentwickelt hat (z. B. EMSR, Effizienz der Umwälzung, verbesserte Entwässerungsaggregate). Insbesondere hat die Automatisierungstechnik, die in den 1990er Jahren vermehrt einsetzte, zu einer überproportionalen Steigerung der Investitionskosten geführt.

„Die Vorzüglichkeit eines Verfahrens richtet sich generell nach technischer Machbarkeit und betriebswirtschaftlicher Vorzüglichkeit. Insbesondere die langfristige Wirtschaftlichkeit sollte mittels einer Barwert-Berechnung (LAWA-KVR) geprüft werden“ (DWA AK-2.2 „Entseuchung“, 2010).

Im Merkblatt DWA-M 803 (2006) werden Kostenstrukturen in der Abwassertechnik vorgegeben, um Anlagegüter unter Kostengesichtspunkten zu strukturieren, Projektentwicklungs-, Planungs-, Bau- und Betriebsprozesse in Vor- und Rückschau kritisch zu betrachten sowie deren Schnittstellen zum internen und externen Rechnungswesen, zur Gebührenermittlung und zur Kostenplanung bedienen zu können (DWA-M 803, 2006). Die Anwendung von Kostenstrukturen nach dem Merkblatt 803 wird von Beier (2013) erläutert.

11.3.2 Betriebliche Aspekte

Folgende Aspekte sind bei der Verfahrensführung zu beachten:

- Voreindickung des Rohschlammes auf 4 % bis < 8 % TR zur Gewährleistung eines wirtschaftlichen Betriebs der Rohschlammumpen und der Faulbehälterumwälzung sowie Realisierung eines ausreichenden Gasaustausches (DWA-M 368, 2014);
- weitgehende Vermeidung großer Temperaturschwankungen über den Tag;
- empfohlene Adaptionszeit bei Inbetriebnahme: dreifaches Bemessungsschlammalter gemäß Tabelle 11.3;
- ausreichende mechanische bzw. hydraulische Durchmischung des Faulbehälterinhalts (Bauerfeld et al., 2010);
- kontinuierliche oder u. U. quasi-kontinuierliche Beschickung bei kleinen Anlagen.

Zur Prozessüberwachung sollten folgende Betriebswerte kontinuierlich oder regelmäßig gemessen und überwacht werden (DWA-M 368, 2014; DWA-M 202, 2011):

- Schlammbeschickung (Q_{RS}) inkl. Fremdschlämme und Co-Substrate,
- Temperaturen im Rohschlamm, Umwälzschlamm sowie im Faulbehälter oben und unten (T),
- Pumpendrucke auf der Saug- und Druckseite von Schlammumpen, Gasdruck im Faulbehälterkopf sowie Schlammdruck im Faulbehälter zur Füllstandsüberwachung (p),
- Betriebsstunden (h) sowie Strom- oder Leistungsaufnahme (P) von Motoren,
- Trockenrückstand und Glühverlust des Rohschlammes, des Umwälzschlammes und des Faulschlammes (TR/GV) sowie der Gehalt an organischen Säuren im Faulschlamm und
- Anfall und Qualität des Faulgases (V_{CH_4}).

Die Konzentration an organischen Säuren im Faulschlamm ist der einzige und wichtigste Stabilisierungswert, der aussagekräftig den Erfolg eines Faulprozesses erfassen kann. Die Faulgasausbeute $Q_{FGA, spez., zu}$ als Quotient aus produziertem Faulgas und zugeführter Menge organischer Stoffe ($NL/kg\ oTR_{zu}$) stellt neben dem Stabilisierungsgrad η_{oTR} lediglich eine Kennzahl zur Beurteilung des Faulprozesses dar. Die weiteren genannten Punkte dienen hauptsächlich der Lokalisierung von Prozessstörungen jeglicher Art.

Im Folgenden sind einige Hinweise ohne Anspruch auf Vollständigkeit zusammengefasst, die es beim Betrieb einer anaeroben Stabilisierungsanlage im In- wie im Ausland zu beachten gilt.

Kaskadenfaulung

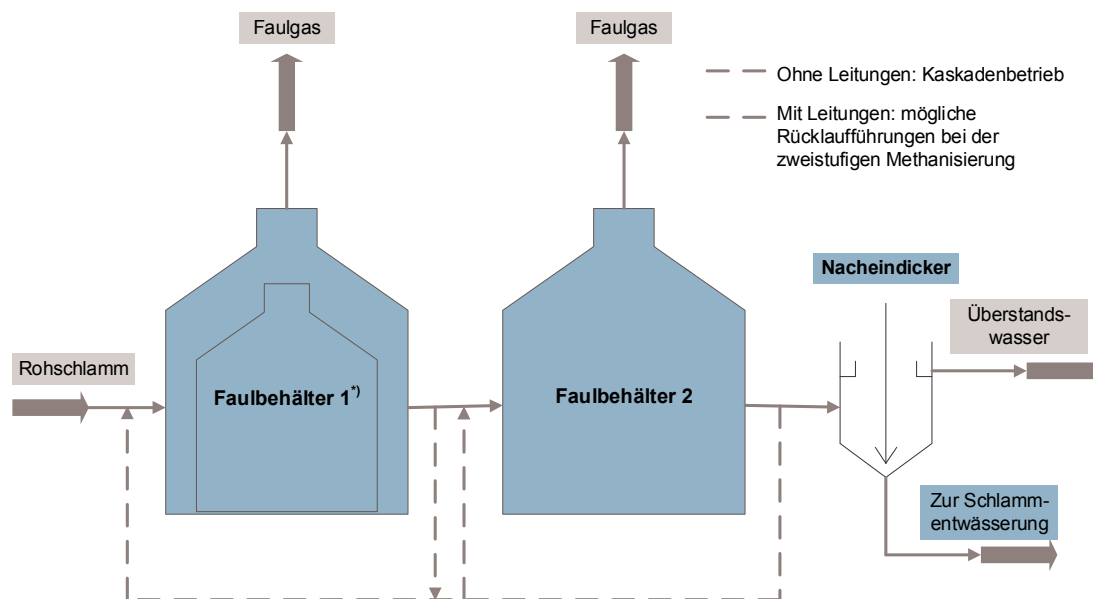
In diesem Abschnitt zu betrieblichen Hinweisen wird kurz der Unterschied zwischen der in Deutschland üblichen Definition einer Kaskadenfaulung und dem internationalen Verständnis einer „zweistufigen“ Faulung (two-stage digestion) eingegangen.

Beim Kaskadenbetrieb nimmt die organische Belastung durch den Vorabbau in der zweiten Stufe ab. Daraus ergeben sich Vorteile wie:

- günstigere Verweilzeitverteilung mit einem schnelleren oder weitergehenden Abbau (Verminderung von Kurzschlussströmungen) (DWA-M 368, 2014),
- reaktionskinetische Vorteile infolge höherer Substratkonzentrationen in der ersten Reaktorstufe, Schutz der nachgeschalteten Stufe vor Störungen, wie z. B. Giftstöße, pH-Wert-Schwankungen u. a. (Dichtl, 2015b),
- große Impfschlammreserve in der zweiten Stufe, falls es zu Störungen in der ersten Stufe kommt und beim Ausfall einer Stufe kann im noch funktionsfähigen zweiten Behälter der anfallende Rohschlamm weiterhin wenigstens teilweise ausgefault werden (Dichtl, 2015b).

Aus den oben genannten Punkten ergibt sich der positive Effekt der Betriebssicherheit und Prozessstabilität dieser Verfahrensvariante (Dichtl, 2015b).

Im Bild 11.2 sind die Prinzipien der Kaskadenfaulung und dem Verfahren der zweistufigen Methanisierung aufgeführt. Die beiden Faulbehälter können dabei in unterschiedlichen Temperaturbereichen gefahren werden. Der konstruktive Unterschied liegt in der Rückführung von Faulschlamm (gestrichelte Leitungen) in die erste und/oder zweite Stufe bei der zweistufigen Methanisierung.



¹⁾ Vorteilhaft für beide Varianten ist, wenn Faulbehälter 1 ein kleineres Volumen als die zweite Kaskade/Stufe.

Bild 11.2: Verfahrensprinzip Kaskadenfaulung und zweistufige Methanisierung (nach Dichtl, 2015b).

In der internationalen Literatur wird von diversen Autoren (Luduvic, 2007; Vesilind & Kang, 2003) die zweistufige Faulung (two-stage digestion) so definiert, dass die zweite Stufe eher als Stufe einer Nachfaulung und Nacheindickung zu verstehen ist (s. Bild 11.3). Auch die U. S. EPA (1979) nennt dieses Verfahren in ihrem Bemessungshandbuch. Die Kaskadenfaulung wird als „two-phase digestion“ bei Turovskiy & Mathai (2006) erwähnt.

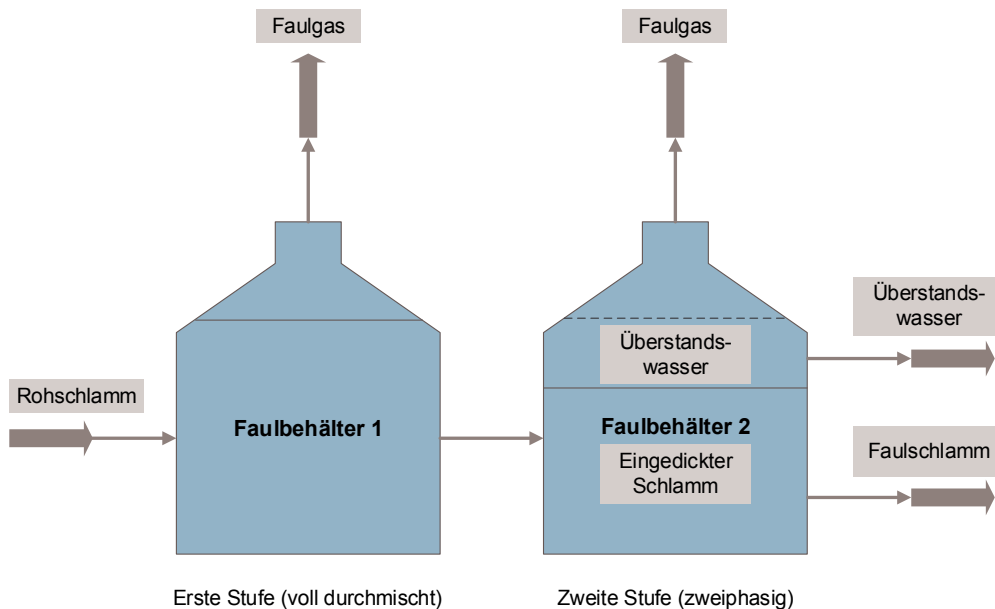


Bild 11.3: Zweistufige anaerobe Schlammstabilisierung nach internationaler Literatur (nach Luduvic, 2007).

Die erste Stufe stellt eine hochbelastete Stufe dar, und die zweite Stufe dient zur Fest-Flüssig-Trennung (s. Bild 11.3). Die zweite Stufe muss nicht zwingend beheizt und durchmischt werden (U. S. EPA, 1974). Sie dient hauptsächlich als Schutz vor Kurzschlussströmungen und als zusätzliche Kapazität für neue Belastungszustände oder für den Ersatzbetrieb im Wartungsfall der Stufe 1 (Vesilind & Kang, 2003). Das beschriebene Kaskadenverfahren zur anaeroben Stabilisierung ist vielleicht als Variante anzusehen, wenn die Belastung einer bestehenden Schlammfaulung mit zwei Faulbehältern so gering ist, dass man sich eine Verbesserung der Entwässerbarkeit des Faulschlammes erhofft. Sollte die erste Stufe die organischen Stoffe nicht zum entsprechenden Grad abbauen können, besteht die Gefahr der vermehrten Gasbildung im zweiten Faulbehälter, einhergehend mit Schwimmschlammproblemen.

Dichtl (2015) schreibt zu Faulbehältern, die als Absetzraum genutzt werden: „Nach dem weiterentwickelten technologischen Verständnis ist der Faulbehälter heute als volldurchmischer, homogener Bioreaktor zu verstehen, dessen Primäraufgabe der Abbau organischer Substanzen ist. Daher sollte die Durchmischung des Reaktorinhalts kontinuierlich erfolgen. Die Trennung von Feststoffen und Schlammwasser sollte in nachgeschalteten, unbeheizten Nacheindickern erfolgen.“

Das DWA-Merkblatt 368 (2014) beschreibt als eigentlichen Vorteil der Kaskadenfaulung gegenüber der einstufigen Faulung die bessere Verweilzeitverteilung. Ein schnellerer bzw. weitergehender Abbau an Organik ergibt sich ausschließlich aufgrund der Vermeidung von Kurzschlussströmungen. Der Anteil der Kurzschlussströmung in durchmischten Reaktoren wird also durch eine Kaskadenschaltung stark vermindert (DWA-M 368, 2014).

Mit Ausnahme von kleinen Anlagen mit nur einem Faulbehälter sollte generell eine Kaskadenfaulung umgesetzt werden, da auf diese Weise Kurzschlussströmungen des Rohschlammes reduziert werden und allein dadurch der Wirkungsgrad im Hinblick auf das Stabilisierungsziel steigt (vgl. DWA-M 368, 2014). Aus energetischen und wirtschaftlichen Gründen kommt eine Kaskadenfaulung (thermophil/mesophil) für Kläranlagen kleiner und mittlerer Größe (ca. 5.000 bis 50.000 E) jedoch nicht in Betracht (DWA Themen T1/2015, 2015).

Bestehen aufgrund eines bestimmten Entsorgungszieles Anforderungen an eine erhöhte Desinfektion des Klärschlammes, ist eine Kaskadenfaulung mit einer ersten thermophilen Stufe zu empfehlen.

Bei Faulbehältern ohne Wärmedämmung sollte insgesamt die Anzahl der Faulbehälter gering gehalten werden, da sich mit steigendem Behältervolumen die spezifische Oberfläche verringert. Demgegenüber ist zu berücksichtigen, dass eine zweistufige Faulung auch bei unbeheizten Faulbehältern aus Gründen der Prozessstabilität sinnvoll ist.

Es wird deshalb empfohlen, ein Verhältnis der Faulbehälteroberfläche zum Faulraumvolumen (Gl. 11-6) von mindestens

$$\frac{A_{\text{Oberfl}}}{V_{FB}} \leq 0,6 \quad [-] \quad (\text{Gl. 11-6})$$

einzuhalten, um die Abstrahlverluste der Faulbehälteroberfläche nicht zu groß werden zu lassen. Das angegebene einzuhaltende A/V-Verhältnis wurde durch überschlägige thermodynamische Überlegungen ermittelt, und dessen Gültigkeit ist im Einzelfall ggf. zu überprüfen.

Sommer- und Winterbetrieb

Die Faultemperatur kann über das Jahr gesehen an die Temperaturbedingungen des Rohschlammes und der Außenluft angepasst betrieben werden. Ein energieorientiertes Prozessmanagement der Faulung, bei dem die Wärmezufuhr für den Faulprozess an die aus der Faulgasverwertung zur Verfügung stehende Abwärme angepasst wird, ist in allererster Linie von einem gut ausgebildeten und motivierten Betriebspersonal abhängig.

Im Winterfall wird nach Möglichkeit der Einsatz externer Energiequellen, z. B. Heizöl und Erdgas, gänzlich vermieden. Die Speicherung großer Mengen an Faulgas für den Winterlastfall ist meistens unwirtschaftlich und nur bei vorhandenen ausreichenden Speicherkapazitäten erfolversprechend.

Eine deutliche Absenkung der Faultemperatur im Winter von z. B. $T_{\text{Faul}} = 37\text{ °C}$ auf bis zu $T_{\text{Faul}} = 30\text{ °C}$ vermeidet insbesondere bei bestehenden Anlagen mit langen Faulzeiten ($t_{\text{TS}} > 25\text{ d}$) die Nutzung zusätzlicher Energieträger. Im Gegenzug ist im Sommer die ungenutzte Überschusswärme dem Faulbehälter zuzugeben, um die Faultemperaturen im mesophilen Betrieb auf bis zu $T_{\text{Faul}} = 40\text{ °C}$ (max.) zu erhöhen.

Die Faultemperatur sollte beim Übergang zwischen Winter- und Sommerperioden langsam angepasst werden, um eine Hemmung der biologischen Stoffwechselvorgänge im Faulbehälter zu vermeiden. Hierbei ist eine Temperaturänderung von 1 °C bis maximal 2 °C pro Woche einzuhalten. Dabei ist der Faulprozess kontinuierlich zu beobachten (HAC , η_{oTR} , Q_{FG} , pH-Wert), um einer einsetzenden Hemmung schnell entgegenwirken zu können. Die mittlere Rohschlammqualität (z. B. erkennbar durch CSB/oTR-Verhältnis im Rohschlamm) ist im Winter durch den geringeren Vorabbau im Allgemeinen etwas höher als im ganzjährigen Mittel. Bestenfalls kann sich im Winterbetrieb eine Faulgasproduktion ohne nennenswerte Einbußen in Menge und Qualität einstellen.

Bei kleineren Kläranlagen ($< 50.000\text{ E}$) sollte man sich im Winterbetrieb vorsichtig an die Temperaturuntergrenzen annähern, da größere Schwankungen der Rohschlammengen die Faultemperatur stärker beeinflussen können.

Faulgasspeicherung und -nutzung

Neben dem Merkblatt DWA-M 212 „Technische Ausrüstung von Faulgasanlagen auf Kläranlagen“ (2008) sind u. a. den Merkblättern ATV-DVWK-M 363 „Herkunft, Aufbereitung und Verwertung von Biogasen“ (2010) und DWA-M 376 „Sicherheitsregeln für Biogasbehälter mit Membrandichtung“ (2006) weitere Hinweise für Planung, Bau und Betrieb zu entnehmen. Diese Standards sollten auch für die Planung im Ausland sinnvoll eingehalten werden. Z. B. sollte eine 5 m Schutzzone um einen Gasspeicher eingerichtet und diese gepflastert sein, insbesondere aufgrund erhöhter Brandgefahr in sehr trockenen Gebieten. Bei Faulbehältern sind generell hohe sicherheitstechnische Maßnahmen vorzusehen, um bei Betriebsstörungen das nicht zu speichernde Faulgas über Gasfackeln sicher ableiten zu können.

Für kleinere Schlammfaulungsanlagen mit Faulbehälterheizung sind Heizkessel, in der Regel mit Mehrstoffbrenner für die Wärmeerzeugung bzw. bei KWK-Anlagen zur Erzeugung von elektrischer und Wärmeenergie, einsetzbar. Für unbeheizte Faulbehälter mit dezentraler Faulgasnutzung kann ein Heizkessel zur Notheizung vorgesehen werden, der je nach Speicherort des Gases durch Faulgas oder Heizöl befeuert wird.

Eindickung von Rohschlamm

Die Faulstufe sollte möglichst mit einem Feststoffgehalt von ca. 4 % TR bis zu 8 % TR im Rohschlamm beschickt werden, wobei in der Praxis üblicherweise Werte bis zu 6 % TR angestrebt werden. Hierfür müssen die Rohschlämme statisch oder maschinell eindickt werden. Zur maschinellen Eindickung werden meistens Filtersiebtrommeln, Siebbänder und Eindickzentrifugen mithilfe polymerer Flockungsmittel zur Schlammkonditionierung herangezogen.

Dem Merkblatt DWA-M 381 (2007) sind Anwendungshinweise zur Eindickung von Klärschlämmen zu entnehmen, die in den Grundzügen auch auf andere Klimazonen übertragbar sind. Hohe Umgebungstemperaturen fördern bei der maschinellen Eindickung (analog bei der maschinellen Entwässerung) die Wasserabgabe infolge der höheren Abstände (durch Bewegung) der Moleküle untereinander (Moshage, 2004).

Bei statischen Eindickern finden bei höheren Abwassertemperaturen schneller biologische Umsetzungsprozesse statt, die die organischen Stoffe im Vorfeld der Faulung bereits teilweise anaerob abbauen und dann auch zu einer Geruchsbelästigung (Faulgasemissionen) führen können. Als Gegenmaßnahmen können Abdeckungen von statischen Eindickern und/oder höhere Zyklen beim Schlammabzug aus den Absetzbecken hilfreich sein. Des Weiteren ist das bessere Absinkverhalten bei höheren Abwassertemperaturen zu berücksichtigen, sodass ggf. statische Eindicker kleiner dimensioniert werden können.

Die statische Eindickung von Überschussschlamm aus Anlagen mit Nährstoffelimination wird nicht empfohlen, da sich lediglich geringe Feststoffgehalte von ca. 1 % TR bis 3 % TR erzielen lassen. Darüber hinaus besteht bei einer Abwasserreinigungsstufe mit biologischer Phosphorelimination zudem die Gefahr der verstärkten Rücklösung von Phosphor mit der Folge erhöhter P-Ablaufwerte. Die Gefahr der Rücklösung erhöht sich durch hohe Schlamm- und Umgebungstemperaturen.

Eine Eindickung des ausgefaulten Schlamms vor der Entwässerung ist möglich, wird jedoch in der Praxis kaum bzw. nur auf kleineren Anlagen zur Sicherstellung ausreichender Schlammengen für die Entwässerung praktiziert. Bei der Nacheindickung sollten die Eindicker abgedeckt und mit einer Gasfassung ausgestattet werden, da teilweise erhebliche Mengen Faulgas durch den Prozess der Nachfaulung entstehen können.

Faulbehälter sollten möglichst kontinuierlich mit Rohschlamm beschickt werden, um eine gleichmäßige Substratzufuhr zu gewährleisten. Zudem sollten die Wege und Aufenthaltszeiten des Rohschlamms im Vorfeld der Faulung nach Möglichkeit gering gehalten werden. Bei kleineren Anlagen, in denen dies wegen der geringen täglichen Rohschlammmenge kaum möglich ist, sollte eine quasi-kontinuierliche Rohschlammbeschickung erfolgen (DWA-M 368, 2014).

Einmischen von Co-Substraten

Bei der Co-Vergärung in anderen Klimazonen muss auf Besonderheiten geachtet werden, wie z. B. schnell einsetzende Faulprozesse bei hohen oder Einfrieren von Co-Substraten vor Verwendung bei sehr niedrigen Temperaturen. Dennoch ist die Co-Vergärung gerade in ESTL eine gute Möglichkeit, biogene Reststoffe gezielt verwerten zu können. Vor diesem Hintergrund werden an dieser Stelle auch betriebliche Hinweise zum Einmischen von Co-Substraten gegeben. Vor dem Ersteinsatz von Co-Substraten wird zu Versuchen im Labor- oder Technikumsmaßstab geraten (DWA-M 368, 2014).

Hinweise zur Aufbereitung und zum Einmischen von Co-Substraten in die Klärschlammfaulung sind dem Merkblatt DWA-M 380 (2008) „Co-Vergärung in kommunalen Klärschlammfaulbehältern, Abfallvergärungsanlagen und landwirtschaftlichen Biogasanlagen“ zu entnehmen.

Flüssige und pumpfähige Substrate können über eine Fäkalannahmestation angenommen werden; hierzu kann bereits eine flexible Schlauchleitung ausreichen. Die Annahmestelle ist zur Vermeidung von Geruchsemissionen und als Schutz vor Frost und Tieren stets einzuhausen. Neben der Gefahr des Einfrierens besteht insbesondere bei hohen Umgebungstemperaturen die Gefahr, dass das Co-Substrat schnell anaerob zu Faulgas umgesetzt wird. Hier muss neben dem Explosionsschutz auch die mittlere Aufenthaltszeit der Substrate beachtet werden. Eingetragene Stör- und Grobstoffe sind in jedem Fall zurückzuhalten, was substratabhängig zu einem sehr großen technischen Aufwand führen kann. Für eine gleichmäßige Beschickung des Faulbehälters ist die Speicherung des Co-Substrates nach dessen Aufbereitung vorzusehen. Eine Umwälzung im Annahmeschacht sowie im Speicher wird empfohlen (DWA-M 380, 2008).

Co-Substrate mit hohem Feststoffanteil müssen eventuell zerkleinert (z. B. mittels Mazeratoren) und mit Faulschlamm vor der Einbringung in den Faulbehälter pumpfähig gemacht werden. Eine Zerkleinerung, Homogenisierung und/oder das Dispergieren des Substrats erhöht auch die biologische Verfügbarkeit des Substrates und erleichtert den Prozess der Hydrolyse. Werden Speisereste angenommen, ist bei der Annahme ggf. eine zusätzliche, getrennte Desinfektion vorzusehen.

Hinsichtlich der Co-Vergärung von Ölen und Fetten (z. B. aus Fettfang) ist zu berücksichtigen, dass eine Substrattemperatur von über 20 °C zur Aufbereitung und Einmischung, aber insbesondere für die Förderung, erforderlich ist. Für weitere Co-Substrate ohne hohen Fettanteil gilt als Stockpunkt 8 °C, ab dem das Fördern und Einbringen des Substrats möglich ist. Annahme- und Aufbereitungsstationen sollten daher zumindest wärmegeklämt und im besten Falle auch beheizbar sein. Die Substrataufheizung kann separat oder, wenn vorhanden, über den Rohschlammheizkreislauf erfolgen. Auch das Vermischen mit warmem Faulschlamm in der Zulaufleitung zum Faulbehälter oder eine Kombination beider Verfahrensvarianten sind möglich (DWA-M 380, 2008).

Desinfektion

Ob eine Klärschlammdeinfektion erforderlich ist, hängt vom weiteren Verwertungs- bzw. Beseitigungsweg (Entsorgungsstrategie) ab. Hinweise zur Desinfektion von Klärschlamm sind dem Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe AK-2.2 „Entseuchung“ (2010) zu entnehmen. Zudem wird neben den jeweiligen länderspezifischen Richtlinien, Verordnungen und Gesetzen auf die europäische Klärschlammrichtlinie 86/278/EWG und auf die „Standards for the use or disposal of sewage sludge“ der U. S. EPA (2007) verwiesen.

Eine Desinfektion von Klärschlamm durch den anaeroben Stabilisierungsprozess erfolgt nur bei thermophilen Faultemperaturen. Bei mesophilen Faultemperaturen kann die für eine Desinfektion zu erzielende Reduktion pathogener Keime bei üblichen Faulzeiten nicht erreicht werden (bis 2 Log₁₀-Stufen). Dementsprechend werden bei geforderter Klärschlammdeinfektion entweder eine Kaskadenfaulung mit thermophiler erster Stufe oder weitere Vor- bzw. Nachbehandlungsschritte notwendig, um Reduktionsleistungen von über 2 Log₁₀-Stufen erreichen zu können. Eine Vorbehandlung des Klärschlammes zur Desinfektion kann z. B. durch thermische Desintegration oder Pasteurisierung erzielt werden. Auch eine (solare) Klärschlamm Trocknung ist als Nachbehandlungsschritt eine weitere Möglichkeit.

12 Zusammenfassung und Ausblick

Die anaerobe Schlammstabilisierung ist ein energieeffizientes Behandlungsverfahren zur Deaktivierung unkontrollierter biochemischer Abbauprozesse im Klärschlamm nach dessen Ausschleusung aus dem Abwasserreinigungspfad. Die anaerobe Schlammstabilisierung stellt dabei ein anpassungsfähiges Verfahren für Kläranlagen ab einer Größe von etwa 10.000 E dar. Der erfolgreiche Betrieb einer Schlammfäulung hängt insbesondere von den vorhandenen Klärschlammmentsorgungsmöglichkeiten ab und davon, wie diese durch Steuerung des Faulprozesses sichergestellt werden können.

Ob eine Anlage zur anaeroben Schlammstabilisierung einen erfolgreichen Betrieb vorweisen kann, basiert zunächst auf den Entscheidungen in der Planungsphase, die zu einer zweckmäßigen Dimensionierung der Anlage führten. Diese Planungsgrundlage muss deshalb für die fallspezifisch bestmögliche Entsorgungsstrategie konfektioniert sein.

Beruhend auf der Erkenntnis, dass keine Kläranlage der anderen gleicht, muss ein Klärschlammbehandlungs- und Entsorgungskonzept allzeit eine lokal angepasste Lösung darstellen. Der daraus abgeleitete Anspruch an eine hohe Flexibilität eines technisch gesteuerten biochemischen Prozesses muss deshalb immer mögliche Alternativlösungen berücksichtigen.

Mit anderen und/oder zusätzlichen Möglichkeiten bei der Klärschlammmentsorgung in ESTL ist aufgrund örtlicher, politischer und soziokultureller Unterschiede zu rechnen (s. 6.2). Insbesondere in ESTL können andere Entsorgungswege oder Zwischenschritte (z. B. Kompostierung, solare Trocknung), die in Deutschland weniger Beachtung finden, einen attraktiven Entsorgungsweg darstellen. Bei Lösungen, die nicht mehr den hiesigen Stand der Technik repräsentieren, wie z. B. die Deponierung von Klärschlamm, sollten bezüglich des Nährstoffes Phosphor zumindest Vorkehrungen zur Erhaltung der Rückgewinnungsmöglichkeiten getätigt werden. In diesem konkreten Fall wäre eine Monodeponierung von Klärschlamm angebracht.

In dieser Arbeit wurde des Weiteren die strategische und ökonomische Bedeutung eines sorgfältig geprüften und durchdachten Entsorgungsziels hervorgehoben. Denn nur durch gesamtheitliche Betrachtungen kann ein adäquates Behandlungs- und Entsorgungskonzept entstehen. Die ingenieurmäßige Herausforderung liegt dabei in der Vereinbarung zweier unterschiedlicher Planungshorizonte. Zum einen existieren zeitliche Anforderungen an das Bauwerk mit einer Nutzungsdauer von über 25 Jahren sowie an die Maschinenteknik mit über 10 Jahren. Zum anderen stehen dem die Anforderungen an den aktuellen Entsorgungsweg gegenüber. Denn selbst bei einer langfristigen Planung mit einem oder mehreren Klärschlammmentsorgungswegen, also mit einer hohen Planungssicherheit, kann ein Planungshorizont von mehr als 10 Jahren meist nicht erreicht werden.

Anlässlich dieser hohen Diversität der vorausgehenden Rahmenbedingungen war das Ziel der vorliegenden Arbeit eine Übertragung bestehender (deutscher) Bemessungspraktiken für die anaerobe Schlammstabilisierung auf Länder, in denen andere klimatische und soziokulturelle Rahmenbedingungen vorherrschen. Aus diesem Anlass wurden Untersuchungen zur anaeroben Schlammstabilisierung im Technikumsmaßstab auf den Kläranlagen in Kayseri und Konya durchgeführt. Die Untersuchungen sahen eine mit kommunalem Rohschlamm quasi-kontinuierlich beschickte Klärschlammfaulung vor. Dabei wurde das temperaturspezifische Abbauverhalten unterhalb der üblichen mesophilen Betriebstemperaturen (zwischen $T_{\text{Faul}} \approx 35\text{ °C}$ bis 40 °C) untersucht.

Bei verschiedenen Faulzeiten und Faultemperaturen ab 25 °C sollte eine Bewertung der anaeroben Stabilisierungsvorgänge durchgeführt werden. Anhand der in diesem Rahmen erzielten Untersuchungsergebnisse wurden die in der Literatur bestehenden Kennzahlen für den erweiterten Faultemperaturbereich ($T_{\text{Faul}} \approx 25\text{ °C}$ bis 34 °C) validiert. Die Einzelergebnisse wurden in einer weitergehenden Auswertung in einer Stabilisierungskurve für einen normierten Abbaugrad der organischen Stoffe von $\eta_{\text{OTR}} = 45\text{ %}$ zusammengefasst. Aus der ermittelten Ausgleichsfunktion sind anschließend temperaturabhängige Bemessungsschlammalter für den validierten Temperaturbereich hervorgegangen. Darauf aufbauend wurden Bemessungsempfehlungen (s. Tabelle 11.3) und Empfehlungen für den Betrieb von Faulbehältern bei Faultemperaturen im niedrig-mesophilen Temperaturbereich ausgesprochen, die speziell abseits der gemäßigten Klimazonen Anwendung erfahren sollten.

Voraussetzung zur Nutzung der Bemessungstabelle ist, dass es sich um einen kommunalen Rohschlamm (PS + ÜS) mit einem Glühverlust $GV > 65\text{ %}$ handelt. Die in Tabelle 11.3 angegebenen Bemessungsschlammalter sollten einen Stabilisierungsgrad η_{OTR} von mindestens 40 % sicherstellen. Für eine anaerobe Schlammstabilisierungsanlage für eine Größe von ca. 100.000 E , bei einer gewählten Faultemperatur von beispielsweise $T_{\text{Faul}} = 29\text{ °C}$, ergibt sich laut Bemessungstabelle ein erforderliches Bemessungsschlammalter von $t_{\text{TS,Bem}} = 24\text{ d}$ (konventionell lt. DWA-M 368: $T_{\text{Faul}} = 35\text{ °C} \rightarrow 22\text{ d}$).

Die Klärschlammfaulung bietet in warmen Klimazonen variable Einsatzmöglichkeiten. In ESTL kann ein zielführender Betrieb in Form von Sonderlösungen (ggf. im Low-Tech Bereich) erfolgen. Daraus wurden Planungs- und Betriebshinweise abgeleitet für

- beheizte Faulbehälter ohne Wärmedämmung, mit dem Resultat einer einmaligen Einsparung von Investitionskosten, oder für
- gänzlich unbeheizte Faulbehälter, die abschnittsweise mit dem Ausbildungsstand des Betriebspersonals technologisch aufgerüstet werden.

Für die Fülle an Lösungsmöglichkeiten für eine sachgerechte Klärschlammbehandlung in ESTL ergibt sich seitens des Planers überdies eine Vielzahl an Freiheiten, die es zweck-

mäßig zu nutzen gilt. Es besteht zudem eine gewisse Verantwortung für das Planungsobjekt und das Betriebspersonal, die nicht mit der Schlüsselübergabe nach der Inbetriebnahme enden darf. Die gesteigerte Verantwortung gegenüber den Belangen der Anwender und Nutzer bei Planung, Bau und Betrieb und darüber hinaus, also z. B. der Einsatz sachgemäßer Technologie, wird unter dem Begriff „Social Engineering“ zusammengefasst, dessen Bedeutung in den kommenden Jahren weiter zunehmen wird und muss. Das Social Engineering kann auch die Einbeziehung der Bevölkerung vor Ort umfassen, angefangen mit der Aufklärung über Umweltschutz und Nachhaltigkeit über eine Beschäftigung von Anwohnern auf der Kläranlage bis hin zu Maßnahmen zur infrastrukturellen Aufwertung (Wasserver- und Abwasserentsorgung, Straßen, Stromversorgung etc.).

Für Kläranlagen in gemäßigten bis kalt-gemäßigten Regionen wurde empfohlen, die Faulbehälterbeheizung an das aus der Faulgasnutzung zur Verfügung stehende Wärmeangebot (Abwärme BHKW ohne externe Energiequellen) anzupassen, also einen energieoptimierten saisonalen Sommer-/Winter-Betrieb. Hierfür sollte eine ausreichende Wärmedämmung vorhanden sein. Der Ansatz eines dynamisch geführten Heizbetriebes der Faulung, also abweichend von der Solltemperaturvorgabe (z. B. $T_{\text{Faul}} \approx 37^\circ\text{C} \approx \text{const.}$), besteht schon seit Jahren, dennoch wird ein solcher Betrieb trotz hohen Kosteneinsparpotenzials praktisch auf kaum einer Anlage umgesetzt. Ein Grund ist der erhöhte notwendige personelle Aufwand, der zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht erfolgversprechend mittels Automatisierung durchgeführt werden kann. Die dynamische Steuerung der Heizprozesse in der Schlammfaulung praktisch in den Kläranlagenalltag zu implementieren, gestaltet sich dahingehend schwierig, da vom Betriebspersonal

- verlangt wird, einen stabilen bzw. (gut) funktionierenden Prozess zu verändern („Never change a running system“).
- Des Weiteren werden erhöhte Anstrengungen von den Mitarbeitern gefordert, um für diese Art des „Prozesstunings“ den Veränderungsprozess begleiten und optimieren können.

Dynamische Veränderungen in laufenden Prozessen bergen typischerweise ein technisches Risiko für Betriebsstörungen einhergehend mit ungewollter zusätzlicher Arbeit für das Betriebspersonal. Aus Sicht der Ressourcenschonung und aus wirtschaftlichem Interesse lohnt es sich trotzdem, dieses Risiko einzugehen.

In dieser Arbeit konnte das Spektrum der Anwendungsoptionen zur anaeroben Schlammstabilisierung im Hinblick auf die Ausweitung des technisch nutzbaren Faultemperaturbereichs ($> 25^\circ\text{C}$ bis 40°C) erweitert werden. Die in den letzten Jahren widerlegte These, dass absolute Temperaturoptima im mesophilen ($\sim 37^\circ\text{C}$) sowie thermophilen ($\sim 55^\circ\text{C}$) Bereich vorherrschen, macht unter Einhalten der Rahmenbedingungen eine hohe Flexibilität in Planung und Betrieb möglich. Durch eine Anpassung der Faultemperaturen (abhängig vom Schlammalter) hinsichtlich eines energieoptimierten Betriebes lässt sich ein

dynamisches Temperaturmanagement realisieren (z. B. saisonaler Betrieb der Faulbehälterheizung, angepasst an das nutzbare Wärmeangebot). Für den Einsatz der anaeroben Stabilisierung in warmen oder kalten Klimaten konnten somit gesonderte Lösungsansätze aufgezeigt werden (Sommer-Winterbetrieb, Faulbehälter ohne Wärmedämmung, unbeheizte Faulbehälter).

Die oft angestrebte Erarbeitung einer allgemeingültigen Berechnungsformel zur vollständigen Beschreibung der biochemischen Prozesse, die einfach und zweckdienlich zur Bemessung herangezogen werden kann, bleibt auch diese Arbeit schuldig. Die Vielzahl an Rohschlammarten und -qualitäten aus den verschiedensten Kläranlagen lassen sich zwar in Stofffraktionen unterteilen, in Summenparameter zusammenfassen und als Mittelwerte und Perzentile beschreiben. Letztendlich sind aber sowohl

- das Abwasser aufgrund seiner Zusammensetzung und den ausgesetzten Umgebungsbedingungen (Temperatur, Fließweglänge, Fremdwasser etc.), als auch
- die Kläranlagen aufgrund der vielen unterschiedlichen Behandlungsverfahren und -kombinationen sowie
- der dabei entstehende Klärschlamm selbst

immer einzigartig.

Literatur

Alt, K., Beckhoff, M., Siekmann, K. & Siekmann, T., 2016. Klärschlammfäulung auf Kläranlagen kleiner und mittlerer Größe - Praxisbeispiele. In: *Klärschlamm - Neue Strategien und Techniken*. Kassel: DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef; Tagungsband DWA Wasserwirtschaftskurse P/4, 09.-11. November 2016, Kassel, pp. 182 - 210.

ATV AG 8.1.1, 1998. Durchgängige Kostenplanung und -steuerung bei kommunalen Kläranlagen (KA 03/98). *Korrespondenz Abwasser, Abfall - 1998 Nr. 3*, pp. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 8.1.1 "Kostenanalyse und -steuerung" im ATV-Hauptausschuß 8 "Wirtschaft".

ATV/BDE/VKS Arbeitsgruppe 3.1.1, 1994. Stabilisierungskennwerte für biologische Stabilisierungsverfahren. *Korrespondenz Abwasser (41)*, 3/94, *ATV Arbeitsbericht*, pp. 455 - 460.

ATV-DVWK AK-1.3, 2000. Rückbelastung aus der Schlammbehandlung - Menge und Beschaffenheit der Rückläufe. *Korrespondenz Abwasser 08/2000 "Rückbelastung aus der Schlammbehandlung"*.

ATZ-Entwicklungszentrum, 2007. Nutzung feuchter, nachwachsender Biomassen durch Thermodruckhydrolyse (TDH) und anschließende biologische Weiterbehandlung, Sulzbach-Rosenberg: s. n. Auswärtiges Amt, 2017. *auswaertiges-amt.de*. [Online] verfügbar unter: http://www.auswaertiges-amt.de/DE/Aussenpolitik/Laender/Laenderinfos/01-Nodes_Uebersichtsseiten/Tuerkei_node.html [Zugriff: 08. Februar 2017].

Auswärtiges Amt, 2017. Länderinformationen - Türkei (Stand: Juni 2017), <http://www.auswaertiges-amt.de/DE/Aussenpolitik/Laender/Laenderinfos/01-Laender/Tuerkei.html?nnm=383178>: Auswärtiges Amt Internetredaktion; verantwortlich: Breul, R.; www.auswaertiges-amt.de; [Zugriff: 22. Juli 2017].

Baader, W., Dohne, E. & Brenndörfer, M., 1978. *Biogas in Theorie und Praxis - Behandlung organischer Reststoffe aus der Landwirtschaft durch Methangärung*. Darmstadt: KTBL-Schrift 229; Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V., Darmstadt-Kranichstein, KTBL-Schriftenbetrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH.

Bahre, G. & Bewermeier, L., 2006. 64. Klärschlamm Trocknung als Baustein einer preiswerten Entsorgung. In: 39. *Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 29.3. - 31.3.2006*. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser 202, Aachen: Pinnekamp, J. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rhein.-Westf. Techn. Hochschule Aachen; bearbeitet von Kölling, V. , pp. 64/1 - 64/13.

- Bahrs, D., 1997. Umdruck zur Vorlesung Prozesse der Klärschlammbehandlung. Braunschweig: Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig (unveröffentlichte Ausgabe).
- Batstone, D. J. et al., 2002. The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). in: *Water Science and Technology*, Vol. 45 No 10; IWA Publishing 2002; *Chairperson; IWA Anaerobic Digestion Modelling Task Group, Advanced Wastewater Management Centre, University of Queensland (reviewed on: www.researchgate.net/), pp. 65 - 73.
- Bauerfeld, K., 2012a. Einfluss klimatischer Randbedingungen auf die Klärschlammbehandlung. Braunschweig: Gesellschaft zur Förderung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft an der Technischen Universität Braunschweig e. V.; Heft 82.
- Bauerfeld, K., 2012b. Sewage Sludge Treatment in Europe – an Overview. In: *Waste Management, Volume 3*. elektron. Quelle: http://www.vivis.de/phocadownload/Download/2012_wm/2012_WM_607_614_Bauerfeld.pdf; TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky; Editors: Karl J. Thomé-Kozmiensky, Stephanie Thiel, pp. 607 - 614.
- Bauerfeld, K., Dockhorn, T. & Dichtl, N., 2010. Klärschlammbehandlung und -verwertung. In: *Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Wasserver- und -entsorgung Teil: II Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, Band 2 Leifaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern*. Bochum: Ruhr-Universität Bochum Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik; gefördert vom BMBF, pp. 150-174.
- Beckereit, M., 1988. Kosten der anaeroben Abwasserbehandlung. Hannover: Heft 71 - Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover; Seyfried, C. F..
- Beier, M., 2013. Kostenstrukturen als "roter Faden" im Anlagenlebenslauf - Anwendung des Merkblattes DWA-M 803 von der Projektidee über Kostenplanung und Projektcontrolling bis zur Anlagenkapitalaktivierung und Instandhaltung. In: *Kostenanalyse und Kostensteuerung in der Abwasserwirtschaft - Transparenz schafft Vertrauen*. Kassel: DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef; Tagungsband DWA Wasserwirtschaftskurse O/3, 06.-07. März 2013, Kassel, pp. 58 - 78.
- Bergs, C., Oehlmann, G. & Oehlmann, C., 2016. Neue Regelungen zur Klärschlammentsorgung - Phosphorrückgewinnungspflicht ante Portas. In: *Klärschlamm - Neue Strategien und Techniken*. DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), Hennef; Tagungsband DWA Wasserwirtschaftskurse P/4, 09.-11. November 2016, Kassel, pp. 27 - 35.

Bliedung, A., 2015. Faulversuche im Technikumsmaßstab in der Türkei und Validierung an der Großtechnik, Masterarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig: betreut durch Mieske, R..

BMUB, 2016. <http://www.bmub.bund.de>. Onlinequelle, verfügbar unter: http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Abfallwirtschaft/abfklerv_novelle_entwurf_2016_bf.pdf; Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit [Zugriff: 27. November 2016].

BMZ, 2009. Materialie 198 - Brückenschlag zwischen Europa und Asien - 50 Jahre Entwicklungszusammenarbeit Deutschland-Türkei, Berlin/Bonn: Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ); Redaktion: Köster-Hetzendorf, M.; Holleder, G.; Verantw.: Kreuz, L.; Lerch, R.; Krämer, K.; Bezugstelle Publikationsversand der Bundesregierung, Rostock.

Bode, H. & Klauwer, E., 1999. Advantages and disadvantages of different shapes in digester design. *WQI Casebook*, März/April, p. 35 ff..

Bomhard, H., Lux, C. & Wienhusen, A., 1996. Schlammstabilisierung (Abschn. 4.3.2). In: *ATV-Handbuch Klärschlamm*. Schriftleitung Leschber, R. & Loll, U.; Abwassertechnische Vereinigung e. V., Hennef; 4. Auflage Ernst & Sohn Verlag, Berlin, pp. 162 - 189.

Braha, A. & Groza, G., 2006. Moderne Abwassertechnik - Erhebung, Modellabsicherung, Scale-Up, Planung. WILEY-VCH Verlag, Weinheim.

Chip GmbH & ZEK, 2005. Technologien zur Überschussschlammreduktion bei der biologischen Abwasserbehandlung, Nordrhein-Westfalen: ZEK – Zentrum für Entsorgungstechnik & Chip - Cooperationsgesellschaft Hochschulen und Industrielle Praxis unterstützt von: Wasserwirtschaftsinitiative NRW bearbeitet: Oliver Stark.

Christoulas, D. G., Yannakopoulos, P. H. & Andreadakis, A. D., 1998. An Empirical Model for Primary Sedimentation of Sewage. *Environment Inkmahnal*, Vol. 24. No. 8, pp. 925 - 934.

Cornel, P. et al., 2005. Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Wasserver- und -entsorgung Teil: II Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, Band 1 - Anforderungen an die Abwassertechnik in anderen Ländern. Redaktion: Meßmann, S.; Schneider, T.; Hrsg. Bochum: Abschlussbericht; Ruhr-Universität Bochum Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, gefördert vom BMBF (02WA0452).

DBU, 2009. Abschlussbericht – Auswirkungen der thermischen Klärschlammhydrolyse und der prozessintegrierten Nährstoffrückgewinnung auf die Stoffstrom- und Energiebilanzen auf Kläranlagen [online]; Verfasser: Bormann, H.; Sievers, M.; Ewert, W.. [Online] verfügbar unter: <https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-24507.pdf> [Zugriff am 22. Oktober 2015].

Dellbrügge, R., Bauerfeld, K. & Dichtl, N., 2016b. Solare Klärschlamm Trocknung (Abschn. 12). In: *DWA-Themen T4/2016 "Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen"*. Hennef: DWA-Arbeitsgruppe BIZ-11.3 „Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen“; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA); vom BMBF Forschungsprojekt (Förderkennzeichen 02WA1252A – 02WA1252S), pp. 196 - 215.

Dellbrügge, R., Mieske, R. & Dichtl, N., 2016a. Mechanische Vorbehandlung (Abschn. 5.1 bis 5.3). In: *DWA-Themen T4/2016 "Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen"*. Hennef: DWA-Arbeitsgruppe BIZ-11.3 „Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen“; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA); vom BMBF Forschungsprojekt (Förderkennzeichen 02WA1252A – 02WA1252S), pp. 41 - 50.

Denkert, R., 2010. Eindickung, Entwässerung und Trocknung von Klärschlamm, DWA Wasserwirtschaftskurse N/4 "Schlammbehandlung, -verwertung und -beseitigung" 06. – 08.10.2010 Kassel, Tagungsband: DWA- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V..

Denkert, R., 2010. Eindickung, Entwässerung und Trocknung von Klärschlamm. DWA-Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.: DWA Wasserwirtschaftskurse N/4 "Schlammbehandlung, -verwertung und -beseitigung" 06. – 08.10.2010 Kassel; Vortrag.

DESTATIS, 2016. *destatis.de*. [Online] verfügbar unter: https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Tabellen/Abwasserentsorgung_2013.html;jsessionid=3B4E2D947DA54F0A0F41CD480598A888.cae1.

Dichtl, N., 1984. Die Stabilisation von Klärschlämmen unter besonderer Berücksichtigung einer zweistufigen aeroben/anaeroben Prozeßführung, Bochum: Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft - SIWAWI Heft 5; Verein zur Förderung des Lehrstuhls für Wasserwirtschaft und Umwelttechnik II (Siedlungswasserwirtschaft) an der Ruhr-Universität Bochum e. V..

Dichtl, N., 2015a. Verfahrenstechniken zur Behandlung von Klärschlamm - Klärschlamm-mengen und -beschaffenheit (Abschn. 4.1). In: *Anaerobtechnik – Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung*. Bischofsberger, W.; Dichtl, N.; Rosenwinkel, K.-H.; Seyfried, C. F.; Böhnke, B.; Springer Verlag; 3. Auflage, Berlin/Heidelberg, pp. 114 - 125;.

Dichtl, N., 2015b. Verfahrenstechniken zur Behandlung von Klärschlamm - Behandlung kommunaler Schlämme (Abschn. 4.2). In: *Anaerobtechnik - Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung*. Bischofsberger, W.; Dichtl, N.; Rosenwinkel, K.-H.; Seyfried, C. F.; Böhnke, B.; Springer Verlag; 3. Auflage, Berlin/Heidelberg, pp. 125 - 247.

Dichtl, N. et al., 2011. Umdruck zur Vorlesung: Klärschlammbehandlung und -beseitigung, Braunschweig: Institut f. Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig.

Dichtl, N., Meyer, H. & Niehoff, H.-H., 1997. Technisch / wirtschaftliche Aspekte der Faulgasverwertung in Gasmotoren auf Kläranlagen im Zusammenhang von Abwasserreinigung, Schlammbehandlung, Energieautarkie und Berücksichtigung weitergehender Emissionsaspekte. Gladbeck: Mitteilungen der Oswald-Schulze-Stiftung, Heft 22; Eigenverlag Oswald-Schulze-Stiftung.

Dichtl, N. & Mieske, R., 2014. Faulversuche auf der ARA Sindlingen, Frankfurt a. M. – Vergleich mit thermischer Klärschlamm-Desintegration, Schlussbericht, unveröffentlicht, Braunschweig: Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Braunschweig.

Dichtl, N. & Sixt, H., 1996. Faulgas-/Biogaserzeugung. In: *ATV-Handbuch Klärschlamm*. Schriftleitung Leschber, R. & Loll, U.; Abwassertechnische Vereinigung e. V., Hennef; 4. Auflage Ernst & Sohn Verlag, Berlin, pp. 613 - 656.

Dichtl, N., Wendler, D. & Schmelz, K.-G., 2005. Verfahrenstechniken zur Behandlung von Klärschlamm. In: *Anaerobtechnik*. Bischofsberger, W., Dichtl, N., Rosenwinkel, K.-H., Seyfried, C. F., Böhnke, B.; 2. Auflage, Springer, Berlin.

DWA AK-13.4 „Klärschlammentsorgungskonzepte“, 2010. *DWA-Arbeitsbericht - Leitfaden zur Klärschlammentsorgung*. Hennef: DWA-Regelwerk: Arbeitsbericht der DWA Arbeitsgruppe AK-13.4 „Klärschlammentsorgungskonzepte“; DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V..

DWA AK-2.2 „Entseuchung“, 2010. Stand der Klärschlamm-Desinfektion im Jahr 2010. *Korrespondenz Abwasser, Abfall*, Issue 57, p. 777 ff..

DWA Themen T1/2015, 2015. *DWA-Themen T1/2015 "Schlammfäulung oder gemeinsame aerobe Stabilisierung bei Kläranlagen kleiner und mittlerer Größe"*. Hennef: Themenband DWA-Arbeitsgruppe AG-KEK "Schlammbehandlungskonzepte für Kläranlagen kleiner und mittlerer Größe". Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA).

DWA, 2017. Presseinformation 37/2017 vom 3. Juli 2017: *Bundestag verabschiedet Klärschlammverordnung Neue Herausforderungen, die die Abwasserentsorger meistern werden*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V..

- Fair, G. & Moore, E., 1937. Observations on the digestion of a sewage sludge over a wide range of temperatures. *Sewage Works Journal*, Vol. 9, No. 1, Band Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/25028730>, pp. 3 - 5.
- Fernandes, F., Lopes, D. D., Andreoli, C. V. & da Silva, S. M. C. P., 2005. Assessment of Sludge Treatment and Disposal Alternatives - Part Seven - Sludge Treatment and Disposal. In: *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions - Volume Two (von Sperling)*. Herausgeber: Andreoli, C. V.; von Sperling, M.; Fernandes, F., IWA Publishing London, pp. 1167 -1403.
- Filibeli, A. & Ayol, A., 2008. Sludge/biosolid management in Turkey - From point view of practical applications by local authorities and legal aspects of turkish environmental policy on sludge/biosolid treatment and handling. In: *Global atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management: Moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource*. Nairobi (Kenya): UN-HABITAT.
- Fuhrmann, P. & Kohl, R., 2006. 62. Zukunft der Klärschlamm Entsorgung in Baden-Württemberg. In: 39. *Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 29.3. - 31.3.2006*. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser 202, Aachen: Pinnekamp, J. Institut f. Siedlungswasserwirtschaft der Rhein.-Westf. Techn. Hochschule Aachen; bearbeitet von Kölling, V., pp. 62/1 - 62/7.
- Gallert, C., Winter, J. & Svardal, K., 2015. Grundlagen anaerober Prozesse. In: W. Bischofsberger, et al.; Hrsg. *Anaerobtechnik - Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung*. pp. 20 - 77; 3. Auflage, Berlin/Heidelberg.
- Gerardi, M. H., 2003a. Biogas (Chap. 9). In: *The Microbiology of Anaerobic Digesters*, John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA. doi: 10.1002/0471468967.
- Goodman, B. L., 1999. Wastewater Treatment (Chapter 7). In: *Liu, D. H. F. & Lipták, B. G. ,Environmental Engineers' Handbook, Second Edition*. Chapman & Hall/ CRCnetBase, p. 357 ff..
- Grieb, A. & Karl, V., 2016. Verfahrensübergreifende Gesichtspunkte (Abschn. 4). In: *DWA-Themen T4/2016 "Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen"*. Hennef: DWA-Arbeitsgruppe BIZ-11.3 „Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen“; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA); vom BMBF Forschungsprojekt (Förderkennzeichen 02WA1252A – 02WA1252S), pp. 34 - 40.
- Gujer, W., 2007. Siedlungswasserwirtschaft. 3., bearbeitete Auflage mit 217 Abbildungen und 84 Tabellen, Institut für Umweltingenieurswissenschaften, ETH Zürich. Heidelberg: Springer-Verlag.

- Haberkern, B., Maier, W. & Schneider, U., 2008. Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen, Arbeitsgemeinschaft iat - Ingenieurberatung für Abwassertechnik; Uni Stuttgart und TU Kaiserslautern: Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Umweltbundesamt.
- Hanke-Bourgeois, M., 2009. Grundlagen der Numerischen Mathematik und des Wissenschaftlichen Rechnens. Wiesbaden: Vieweg+Teubner | GWV Fachverlage GmbH.
- Hessische Staatskanzlei, 2004. Kostenrichtwerte, Onlinequelle: <http://www.hoai-gutachter.de/pdf/kostenricht.pdf>, [Zugriff: 19. April 2016].
- Horstmeyer, N., Rapp-Fiegle, S., Helmreich, B. & Drewes, J. E., 2014. Kosten der Abwasserbehandlung. *GWF: Wasser, Abwasser*, Hrsg. Technische Universität München Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Bayerisches Landesamt für Umwelt: DIV Deutscher Industrieverlag GmbH, München.
- HSG, 1989. Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung – Ergebnisse eines Erfahrungsaustauschs der Hochschulen. *Korrespondenz Abwasser*, 36. Jahrg., Heft 9, Hochschulgruppenansatz (HSG), Bearbeiter: Böhnke, B..
- Imhoff, K., 1996. Schlammstabilisierung (Abschn. 4.3.1). In: *ATV-Handbuch Klärschlamm*. Schriftleitung Leschber, R. & Loll, U.; Abwassertechnische Vereinigung e. V., Hennef; 4. Auflage, Ernst & Sohn Verlag, Berlin, pp. 157 - 162.
- Imhoff, K. & Imhoff, K. R., 1993. *Taschenbuch der Stadtentwässerung*. 28. Auflage, R. Oldenburg Verlag GmbH, München.
- Imhoff, K. & Imhoff, K. R., 2007. *Taschenbuch der Stadtentwässerung*,. 30. Verbesserte Auflage von Klaus R. Imhoff und Norbert Jardin, Hrsg. Oldenburg Industrieverlag GmbH, München.
- Jakob, J. & Siekmann, K., 2010. Umrüstung von aeroben Stabilisierungsanlagen in Anlagen mit Schlammfäulung. Thür: 2010 ist Erstellungsdatum der vorl. PDF-Datei. Onlinequelle: https://www.siekmann-ingenieure.de/files/6_1000_10-03-08_stuttgart-vaihingen-12-seiten.pdf. [Zugriff: 14. Oktober 2014].
- Jardin, N., 2008. Wechselwirkungen zwischen Abwasserreinigung und Schlammbehandlung. In: *Müll-Handbuch – Sammlung und Transport, Behandlung und Ablagerung sowie Vermeidung und Verwertung von Abfall*. Bilitewski, B., Quicker, P., Schnurer, H., Zeschmar-Lahl, B., Hrsg. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Jardin, N., 2013. Einflussfaktoren auf Investitions- und Betriebskosten von Abwasseranlagen. In: *Kostenanalyse und Kostensteuerung in der Abwasserwirtschaft – Transparenz schafft Vertrauen*. Kassel: DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef; Tagungsband DWA Wasserwirtschaftskurse O/3, 06.-07. März 2013, Kassel, pp. 7 - 37.

- Jiménez, B. & Wang, L., 2006. Sludge Treatment and Management (Chap. 10). In: *Municipal Wastewater Management in Development countries: Principles and Engineering*. IWA Publishing, London: Ujang, Z. & Henze, M., pp. 237 - 292.
- Jumar, U. et al., 2004. *Gesamtheitliche Prozessführung und Energieoptimierung von Abwasserreinigung und Schlammbehandlung mit Hilfe der Simulation (Abschlussbericht)*, Magdeburg-Barleben: Institut für Automation und Kommunikation e. V., Magdeburg; Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig; GKE Consult Beratende Ingenieure GmbH, Bochum.
- Kapp, H., 1984. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft - Schlammfaulung mit hohem Feststoffgehalt, Band 86. Stuttgart: Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e. V. Stuttgart, Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München.
- KASKİ, 2014. *kaski.gov.tr*. [Online] verfügbar unter: <http://www.kaski.gov.tr/tr/360/aritma/index.html> [Zugriff am 13. November 2014].
- Kaub, J., 2010. Abwasserbehandlung. Mechanische Reinigung, Kapitel 4, *Vorlesungsskript im Studiengang Wasser und Umwelt* an der Bauhaus-Universität Weimar, Professur Siedlungswasserwirtschaft, Weimar, 5. Auflage
- Keding, M., 1996. Gesichtspunkte und Konzepte zur Klärschlamm Entsorgung (Abschn. 1.4). In: *ATV-Handbuch Klärschlamm*. Schriftleitung Leschber, R. & Loll, U.; Abwassertechnische Vereinigung e. V., Hennef; 4. Auflage Ernst & Sohn Verlag, Berlin, pp. 60 - 67.
- Klauwer, E., 1996. Schlammstabilisierung (Abschn. 4.3.3). In: *ATV-Handbuch Klärschlamm*. Schriftleitung Leschber, R. & Loll, U.; Abwassertechnische Vereinigung e. V., Hennef; 4. Auflage Ernst & Sohn Verlag, Berlin, pp. 189 - 208.
- Klein, D., Fülling, K., Mieske, R. & Dockhorn, T., 2011. CoDiGreen - Workpackage 3: Results of pilot and full-scale trials performed in Braunschweig on codigestion and thermohydrolysis, Abschlussbericht, Braunschweig/Berlin.
- Köhlhoff, D., 1996. Klärschlamm mngen und -beschaffenheit (Abschn. 2.1 und 2.2). In: *ATV-Handbuch Klärschlamm, 4. Auflage*. Schriftleitung Leschber, R. & Loll, U.; Abwassertechnische Vereinigung e. V., Hennef; 4. Auflage Ernst & Sohn Verlag, Berlin, pp. 79 - 109.
- Könemann, R., 2016. Aktueller Sachstand zu rechtlichen Regelungen der Klärschlamm Entsorgung. Vortrag am 09.11.2016, DWA-Wasserwirtschaftskurs P/4 "Klärschlamm: Neue Strategien und Techniken", Kassel.
- Koppe, P. & Stozek, A., 1993. Kommunales Abwasser - Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozess einschließlich Klärschlämme. Essen: Vulkan-Verlag.

Kopp, J., 2006. 60. Neue Verfahren zur Verbesserung der Klärschlammmentwässerung. In: *39. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 29.3. - 31.3.2006*. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser 202, Aachen: Pinnekamp, J. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rhein.-Westf. Techn. Hochschule Aachen; bearbeitet von Kölling, V., pp. 60/1 - 60/13.

Kopp, J., 2010. Merkblatt DWA-M 383 "Kennwerte der Klärschlammmentwässerung". In: *Schlammbehandlung, -verwertung und -beseitigung*. DWA- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.: DWA Wasserwirtschaftskurse N/4 "Schlammbehandlung, -verwertung und -beseitigung" 06. – 08.10.2010 Kassel, Tagungsband.

Kroiss, H., 1988. Anaerobe Abwasserreinigung, Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer Band 73, Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau, TU Wien: Fortbildungskurs des ÖWWV.

Kroiss, H. & Svoldal, K., 2015. Einflussfaktoren auf die anaeroben biologischen Abbauvorgänge. In: W. Bischofsberger, et al. (Hrsg.); *Anaerobtechnik*. 3. Auflage, Berlin/Heidelberg: Springer Verlag, pp. 81 - 111.

LANUV NRW, 2014a. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben Energie und Klimaschutz. Projekt Nr. 2: Verbesserung der Klärgasnutzung, Steigerung der Energieausbeute auf kommunalen Kläranlagen [online]; <https://www.lanuv.nrw.de/>. Onlinequelle, verfügbar unter: <http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser> [Zugriff am 22. Januar 2015].

LANUV NRW, 2014b. Zusatzbericht zum Forschungsvorhaben Energie und Klimaschutz, Wuppertal, WiW, John Becker Ingenieure, Aggerverband; Landesamt für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: Onlinequelle, verfügbar unter: http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/140411_-_Zusatzbericht_TP2_Auswertung_EAs.pdf, [Zugriff: 19. Januar 2016].

Leschber, R. & Niemitz, W., 1996. Klärschlamm-Mengen und Beschaffenheit (Abschn. 2.3). In: *ATV-Handbuch Klärschlamm*. Schriftleitung Leschber, R. & Loll, U.; Abwassertechnische Vereinigung e. V., Hennef; 4. Auflage Ernst & Sohn Verlag, Berlin, pp. 86 - 107.

Luduvic, M., 2007. Sludge stabilisation. In: *Biological Wastewater Treatment Series, Vol. 6 - Sludge Treatment and Disposal*. IWA Publishing London: Herausgeber: Andreoli, C. V. ; von Sperling, M.; Fernandes, F., pp. 48 - 75.

- Maier, W., Keicher, K. & Schneider, U., 2007. ORC-Technologie zur Steigerung des elektrischen Wirkungsgrades bei Blockheizkraftwerken. In: *Innovative Energiekonzepte für Kläranlagen*. Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e. V. Stuttgart: 82. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium am 11. Oktober 2007, Steinmetz, H.; Krampe, J.; Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Band 191, pp. 105 - 111.
- Mieske, R., Bauerfeld, K. & Dichtl, N., 2016. Anaerobe Schlammstabilisierung (Abschn. 11). In: *DWA-Themen T4/2016 "Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen"*. Hennef: DWA-Arbeitsgruppe BIZ-11.3 „Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen“; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA); vom BMBF Forschungsprojekt (Förderkennzeichen 02WA1252A – 02WA1252S), pp. 170 - 194.
- Mieske, R., Fülling, K., Dockhorn, T. & Dichtl, N., 2011. Einfluss der thermischen Desintegration auf Faulgasproduktion und Schlammeigenschaften bei der Co-Vergärung“. In: *Internationales Symposium „Re-Water Braunschweig“*. Gesellschaft zur Förderung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft an der Technischen Universität Braunschweig e. V. Heft 81; Braunschweig: 3. Internationales Symposium 21. und 22. November 2011, Tagungsband, Vortrag und Veröffentlichung im Tagungsband des Re-Water Symposium Braunschweig.
- Milieu Ltd, WRc & RPA, 2010. *Environmental, Economic and Social Impacts of the Use of Sewage Sludge on Land - Final Report - Part III: Project Interim Reports*. Report for the European Commission, DG Environment under Study Contract DG ENV.G.4/ETU/2008/0076r. Primary Author: Anne Gendebien.
- Mitsdörffer, R., 1991. *Charakteristika der zweistufigen thermophilen/mesophilen Schlammfäulung unter Berücksichtigung kinetischer Ansätze*. Nr. 109: Berichte aus der Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen Technische Universität München.
- Moshage, U., 2004. Rheologie kommunaler Klärschlämme - Messmethoden und Praxisrelevanz. Gesellschaft zur Förderung des Instituts f. Siedlungswasserwirtschaft an der Technischen Universität Braunschweig e. V., Heft 72, Braunschweig.
- Motulsky, H. & Christopoulos, A., 2004. Fitting models to biological data using linear and nonlinear regression: a practical guide to curve fitting. Oxford, England: Oxford Univ. Press, 2004.
- Mudrack, K. & Kunst, S., 2003. Biologie der Abwasserreinigung. 5. Auflage Hrsg. Hannover: Spektrum Akademischer Verlag.
- Mudrack, K., 1996. Grundlagen und Ziele (Abschn. 4.1). In: *ATV-Handbuch Klärschlamm*. Schriftleitung Leschber, R. & Loll, U.; Abwassertechnische Vereinigung e. V., Hennef; 4. Auflage Ernst & Sohn Verlag, Berlin, pp. 137 - 145.

- Müller, J., 1996. Mechanischer Klärschlammaufschluss, Braunschweig: Dissertation an der TU Braunschweig, Fakultät Maschinenbau.
- Müller, J., 2010. Kosten der Klärschlammbehandlung und Entsorgung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., *Wasserwirtschaftskurse N/4 - Schlammbehandlung, -verwertung und -beseitigung*. Kassel: Hrsg. DWA, pp. 385 - 397.
- NKR, 2017. Anlage 3 - Stellungnahme des Nationalen Normenkontrollrates gem. § 6 Abs. 1 NKR-G - Entwurf einer Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung (NKR-Nr. 3421, BMUB). In: *Deutscher Bundestag Drucksache 18/12495 - 18. Wahlperiode Verordnung der Bundesregierung: Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung (24.05.2017)*. Nationale Normenkontrollrat (NKR); elektron. Quelle: <http://dip21.bundestag.de/dip21/btd/18/124/1812495.pdf>; Zugriff: 25.07.2017.
- Oles, J., Büßelberg, F. & Brockmann, M., 2015. Sicherheit und Umweltrelevanz. In: W. Bischofsberger, et al. Hrsg. *Anaerobtechnik*. 3. Auflage Hrsg. Berlin/Heidelberg: Springer Verlag, p. 743 ff..
- Oles, J. & Dichtl, N., 2010. Aerobe und anaerobe Schlammstabilisierung. In: *Wasserwirtschaftskurse N/4 - Schlammbehandlung, -verwertung und -beseitigung*. Tagungsband der DWA Wasserwirtschaftskurse, Kassel: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., pp. 91 - 116.
- PFI & Possel&Partner, 2005. *Ermittlung und Bewertung der technischen und logistischen Rahmenbedingungen bei der zukünftigen Klärschlammentsorgung in Schleswig-Holstein*, Studie durch die Ingenieurgemeinschaft von PFI Planungsgemeinschaft GbR und der Ingenieurgesellschaft Possel & Partner mbH; Auftraggeber: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein.
- Pollution Control Service GmbH, 2010. <http://pcs-consult.de/>. Onlinequelle, verfügbar unter: <http://pcs-consult.de/html/realisierung.html> [Zugriff am 16. Mai 2010].
- Rat der europäischen Gemeinschaften, 1991. *Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG)* - (ABl. Richtlinie 1991L0271; Stand: 11.12.2008; zuletzt geändert: 21.11.2008; elektron. Quelle: https://www.lung.mv-regierung.de/dateien/kommunalabwasserrichtlinie_91_271_ewg_bf.pdf; [Zugriff: 03. November 2016].
- Roediger, H., Roediger, M. & Kapp, H., 1990. Anaerobe alkalische Faulung - 4. Auflage. München: R. Oldenbourg Verlag München Wien.
- Roth, L., 2014. Wassergefährdende Stoffe, Stoffinformationen. Heidelberg: Ecomed Sicherheit.

- Schäfer, H., 2013. Investitions- und Betriebskosten bei der Abwasserreinigung. In: *Kostenanalyse und Kostensteuerung in der Abwasserwirtschaft - Transparenz schafft Vertrauen*. Kassel: DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef; Tagungsband der DWA Wasserwirtschaftskurse O/3, 06.-07. März 2013; Kassel, pp. 79 - 104.
- Scheer, H., Fuhrmann, T. & Wulf, P., 2016. Eingangsgrößen und Reinigungsanforderungen (Abschn. 3). In: *DWA-Themen T4/2016 "Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen"*. Hennef: DWA-Arbeitsgruppe BIZ-11.3 „Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen“; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA); vom BMBF Forschungsprojekt (Förderkennzeichen 02WA1252A – 02WA1252S), pp. 26 - 32.
- Schmelz, K.-G., 2010. Spezifischer Klärschlammanfall und Bemessungsansätze für Schlammbehandlungsanlagen. In: *Wasserwirtschaftskurse N/4 – Schlammbehandlung, -verwertung und -beseitigung*. Tagungsband der DWA Wasserwirtschaftskurse N/4; Kassel: DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., pp. 52 - 90.
- Schmelz, K.-G., 2016. Bemessung von Klärschlammfaulungsanlagen mit und ohne Co-Substraten. In: *Klärschlamm - Neue Strategien und Techniken*. DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef; Tagungsband DWA Wasserwirtschaftskurse P/4, 09.-11. November 2016, Kassel, pp. 123 - 144.
- Schreff, D., 2010. Überlegungen zum wirtschaftlichen Einsatz der anaeroben Schlammstabilisierung in Kläranlagen. Irschenberg: 2010 ist Erstellungsdatum der vorliegenden PDF-Datei. elektronische Quelle, verfügbar unter: http://www.ibschreff.de/fileadmin/Daten/Publikationen/ibSchreff_tah_faulung.pdf; Ingenieurbüro für Wasser, Abwasser und Energie, Schreff [Zugriff: 11. November 2014].
- Seyfried, C.-F., 2015. Geschichte der Anaerobtechnik (Abschn. 1). In: *Anaerobtechnik – Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung*. Bischofsberger, W.; Dichtl, N.; Rosenwinkel, K.-H.; Seyfried, C. F.; Böhnke, B.; Springer Verlag; 3. Auflage, Berlin/Heidelberg, p. 3 ff..
- Statistisches Bundesamt und DWA-Arbeitsgruppe KEK-1.2 „Statistik“, 2015. Abwasser und Klärschlamm in Deutschland – statistische Betrachtungen - Teil 2: Klärschlamm, Klärgas, Rechen- und Sandfanggut. *Korrespondenz Abwasser, Abfall - 2015 (62) Nr. 1*, Statistisches Bundesamt und DWA-Arbeitsgruppe KEK-1.2 Statistik, pp. 48 - 55.
- SYSTAT Software Inc., 2002. TableCurve 2d 5.01 for Windows User's Manual. USA.
- Tchobanoglous, G., Stensel, H., Tsuchihashi, R. & Burton, F., 2014. Wastewater Engineering - Treatment and Resource Recovery, *Metcalf & Eddy*, 5th Edition Hrsg. Mc Graw Hill.

- Tekser, 2004. Kayseri Wastewater treatment plant Turkey, Project Report.
- Tekser, 2016. Kayseri wastewater treatment plant-Kayseri, Turkey. Onlinequelle verfügbar unter: http://www.Tekser.biz/display.php?language=english&screen=water&page=project_020_kayseri.htm
- Thomé-Kozmiensky, K. J., 1998. Klärschlamm Entsorgung – Enzyklopädie der Kreislaufwirtschaft. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Koziensky.
- TUIK, 2015. tuik.gov.tr | *TUIK - Türkiye İstatistik Kurumu - Stand: 22.12.2015 - RAPOR: Belediye Atıksu Göstergeleri, 1994-2014*. Onlinequelle, verfügbar unter: <http://www.tuik.gov.tr/PreHaberBultenleri.do?id=18778> [Zugriff: 08. Februar 2017].
- Turovskiy, I. S. & Mathai, P. K., 2006. Anaerobic Digestion (Chap. 5). In: *Wastewater Sludge Processing*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA. doi: 10.1002/047179161X.
- U. S. EPA, 1974. Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal. EPA 625/1-74-006, U. S. Environmental Protection Agency - Technology Transfer.
- U. S. EPA, 1979. Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal. EPA 625/1-79-011, U. S. Environmental Protection Agency - Municipal Environmental Research Laboratory Office of Research and Development - Center of Environmental Research Information Technology Transfer .
- U. S. EPA, 2007. Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge. Washington: Title 40 of the Code of Federal Regulations, Protection of Environment, Part 503 (40 CFR Part 503).
- Vesilind, P. A. & Kang, S.-J., 2003. Sludge Stabilization (Chap. 15). In: *Wastewater Treatment Plant Design*. IWA-Publishing, London: Water Environment Federation, Alexandria, USA, pp. 15-1 - 15-45.
- Vocks, A., 2011. Schlammbehandlungskonzepte für kleine und mittelgroße Kläranlagen unter dem Aspekt der Faulgasnutzung. Vortrag am 16.11.2011, DWA-Energietage "Biogas", Kassel; Quelle: DWA http://de.dwa.de/tl_files/_media/content/PDFs/Abteilung_BiZ/Energietage2011/Tag_3/pp-Vocks.pdf.
- von Felde, D. & Schmitt, F., 2016. Klärschlamm Entsorgung - Strategie und Realität in Deutschland. In: *Klärschlamm: Neue Strategien und Techniken*. DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), Hennef; Tagungsband der DWA Wasserwirtschaftskurse P/4, 09.-11. November 2016; Kassel, pp. 36 - 49.

von Felde, D., Staske, S., Wilms, R. & Schmitt, F., 2006. 59. Co-Vergärung von Fettabscheiderrückständen in Faulbehältern kommunaler Kläranlagen. In: 39. *Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 29.3. - 31.3.2006*. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser 202, Aachen: Pinnekamp, J. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rhein.-Westf. Techn. Hochschule Aachen; bearbeitet von Kölling, V., pp. 59/1 - 59/12.

von Sperling, M., 2005a. Part One - Introduction to Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal - Overview of Sludge Treatment and Disposal (Chap. 5). In: *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions - Volume One*. Herausgeber: Andreoli, C. V.; von Sperling, M.; Fernandes, F., IWA Publishing London, pp. 244 - 278.

von Sperling, M., 2005b. Part Five - Activated Sludge - Design Parameters (Chap. 32). In: *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions - Volume Two*. Herausgeber: Andreoli, C. V.; von Sperling, M.; Fernandes, F., IWA Publishing London.

von Sperling, M. & Gonçalves, R. F., 2007. Sludge Characteristics and Production. In: *Biological Wastewater Treatment Series, Vol. 6 - Sludge Treatment and Disposal*. Herausgeber: Andreoli, C. V.; von Sperling, M.; Fernandes, F., IWA Publishing London, pp. 4 - 30.

Wahlandt, H. (2013). Parameterbeschreibung Gasmengenmesssystem EXPOVAL Containerversuchsanlage, Institut f. Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig; unveröffentlicht.

Wechs, F., 1985. Ein Beitrag zur zweistufigen anaeroben Klärschlammstabilisierung. Nr. 53: Berichte aus der Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen Technische Universität München.

WEF & ASCE, 1992. Design of municipal wastewater treatment plants: Vol. 2 Chapters 13 - 20, 2nd Edition. Joint Task Force of Water Environment Federation (WEF, manual of practice series 8) & American Society of Civil Engineers (ASCE manuals and reports on engineering series 78), with grant assistance from U. S. Environmental Protection Agency (U. S. EPA): Alexandria, Va., Water Environment Federation [u. a.].

WEF & ASCE, 2010. Design of municipal wastewater treatment plants, 5th Edition. Alexandria, Va., Water Environment Federation Press [u. a.]: WEF manual of practice No. 8 (Water Environment Federation Design of Municipal Wastewater Treatment Plants Task Force) & ASCE manuals and reports on engineering practice No. 76 (American Society of Civil Engineers).

WEATHERONLINE, 2015. Kayseri Onlinequelle, verfügbar unter: <http://www.weatheronline.de/weather/maps/city?LANG=de&WMO=17195&CONT=euro&PAG=0&R=160&LEVEL=180®ION=0005&LAND=TU&INFO=0&NOREGION=0> [Zugriff: 14. November 2014].

- WELTKARTE.COM, 2016. Public-Domain-Karte, <https://www.weltkarte.com/typo3temp/images/weltkarte-mit-zeitzonen.jpg> [zuletzt aufgerufen: 30.07.2016].
- WETTER 2015: Klima für Kayseri - Jahresübersicht [online], verfügbar unter: <http://www.wetter.de/klima/asien/tuerkei/kayseri-s171960.html> [Zugriff: 18. November 2014].
- WHO, 2006. Guidelines for the Safe use of Wastewater, Excreta and Greywater - Vol. 4: *Excreta and Greywater use in agriculture*. World Health Organization (WHO).
- Wichern, M. et al., 2016. Belebungsanlagen (Abschn. 6). In: *DWA-Themen T4/2016 "Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen"*. Hennef: DWA-Arbeitsgruppe BIZ-11.3 „Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen“; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA); vom BMBF Forschungsprojekt (Förderkennzeichen 02WA1252A – 02WA1252S), pp. 50 - 69.
- Wiechmann, B. et al., 2013. Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (UBA).
- World Bank, 2017a. Worldbank - Data Turkey; Excel-Tabelle: API_SP.POP.TOTL_DS2_en_excel_v2.xls (Download); Stand 20.07.2017; Data sources: United Nations World Population Prospects. Onlinequelle verfügbar unter: <http://data.worldbank.org/country/turkey> [Zugriff: 28. Juli 2017].
- World Bank, 2017b. Worldbank - World Development Indicators; zusammengestellte Daten als Excel-Tabelle: Data_Extract_From_World_Development_Indicators; Stand 20.07.17. Download der Onlinequelle verfügbar unter: <http://databank.worldbank.org/data/reports.aspx?source=2&series=SP.POP.TOTL&country=TUR#> [Zugriff: 28. Juli 2017].
- WPC, 1979. Manuals of British Practice in Water Pollution Control - Unit Processes - Sewage Sludge I: Production, Preliminary Treatment and Digestion. Maidstone, Kent. ME16 8JH: WPC (The Institute of Water Pollution Control).
- Zoetemeyer, R. J., Arnoldy, P., Cohnen, A. & Boelhouwer, C., 1982. Influence of temperature on the anaerobic. *Water Research* 16: 313 – 321.

Zitierte Gesetze und Verordnungen

AbfKlärV, 1992. *Klärschlammverordnung (AbfKlärV)* - "Klärschlammverordnung vom 15. April 1992 (BGBl. I S. 912), die zuletzt durch Artikel 74 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist". Stand: Zuletzt geändert durch Art. 74 V v. 31.8.2015 I 1474; Umsetzung der EWG 278/86 (CELEX Nr: 31986L0278)extrnachweis ab: 1.7.1992 Hrsg. elektron. Quelle: http://www.gesetze-im-internet.de/abfkl_rv_1992/; Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz in Zusammenarbeit mit der juris GmbH - www.juris.de; [Zugriff: 30. November 2015].

BBodSchV, 1999. *Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)*. "Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), die zuletzt durch Artikel 102 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist" | Stand: Zuletzt geändert durch Art. 102 V v. 31.8.2015 I 1474. Elektron. Quelle: <http://www.gesetze-im-internet.de/bbodschr/>; Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz in Zusammenarbeit mit der juris GmbH - www.juris.de [Zugriff: 01. Juli 2017].

Bundesrat 255/17, 2017. *Drucksache 255/17 (Beschluss) 12.05.17 - Beschluss des Bundesrates - Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung*. 957. Sitzung am 12. Mai 2017; Änderung und Entschließung zur Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung Berlin: elektron. Quelle: https://www.umwelt-online.de/PDFBR/2017/0255_2D17B.pdf; [Zugriff: 20. Juli 2017].

Deutscher Bundestag 18/12495, 2017. *Deutscher Bundestag Drucksache 18/12495 - 18. Wahlperiode Verordnung der Bundesregierung: Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung (24.05.2017)*. Berlin: elektron. Quelle: <http://dip21.bundestag.de/dip21/btd/18/124/1812495.pdf>; [Zugriff: 25. Juli 2017].

DüMV, 2012. *Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV)*. "Düngemittelverordnung vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), die durch Artikel 3 der Verordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305) geändert worden ist"; Stand: Zuletzt geändert durch Art. 2 Abs. 3 G v. 5.5.2017 I 1068 Hrsg. Änderung durch Art. 3 V v. 26.5.2017 I 1305 (Nr. 32) textlich nachgewiesen, dokumentarisch noch nicht abschließend bearbeitet; Beachtung der EGRL 34/98 (CELEX Nr: 31998L0034); elektron. Quelle: https://www.gesetze-im-internet.de/d_mv_2012/; Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz in Zusammenarbeit mit der juris GmbH - www.juris.de; [Zugriff: 01. Juli 2017].

DüngG, 2009. *Düngegesetz *) - "Düngegesetz *) vom 9. Januar 2009 (BGBl. I S. 54, 136), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 5. Mai*. Stand: Zuletzt geändert durch Art. 1 G v. 5.5.2017 I 1068; Textnachweis ab: 6.2.2009; Beachtung der Richtlinien EGRL 34/98 (CELEX Nr: 31998L0034), 98/34/EG und 2006/96/EG. Ausfertigungsdatum:

09.01.09 Onlinequelle: https://www.gesetze-im-internet.de/d_ngg/D%C3%BCngG.pdf; Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz in Zusammenarbeit mit der juris GmbH - www.juris.de [Zugriff: 01. Juli 2017].

Europäisches Parlament, Rat der Europäischen Union, 2008. *Richtlinie 2008/98/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien (Text von Bedeutung für den EWR)*. CELEX-Nummer: 32008L0098; 22.11.2008; Form: Richtlinie; elektronische Quelle: <http://eur-lex.europa.eu/Legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0098&rid=1>; Letzte Aktualisierung: 19.11.2008, [Zugriff: 30. November 2015].

KrWG, 2012. Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG). "Kreislaufwirtschaftsgesetz vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212), das zuletzt durch Artikel 15 des Gesetzes vom 27. Juni 2017 (BGBl. I S. 1966) geändert worden ist" Hrsg. Ausfertigungsdatum: 24.02.2012; <https://www.gesetze-im-internet.de/krwg/>; Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz in Zusammenarbeit mit der juris GmbH - www.juris.de [Zugriff: 01. Juli 2017].

Rat der Europäischen Union, 1986. *Richtlinie des Rates vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (86/278/EWG)*. Rat der europäischen Gemeinschaften; Stand: 2009 | 1986L0278— DE— 20.04.2009 — 004.001— 1. Dokument vom 12.06.86; Form: Richtlinie; CELEX-Nr.: 31986L0278; elektron. Quelle, verfügbar unter: http://eur-lex.europa.eu/Legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:01986L0278-20090420&qid=150_0919205913&from=DE; Letzte Aktualisierung: 14.09.2015, [Zugriff: 30. November 2015].

Rat der europäischen Union, 1999. *Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien*. elektron. Quelle: EUR-Lex - <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/ALL/?uri=celex%3A31999L0031>; Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 182/1; Inkraft getreten 16.7.1999; Datum der Umsetzung: 16.07.2001. [Zugriff: 03. November 2016].

WHG, 2009. *Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG) - "Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das durch Artikel 1 des Gesetzes vom 30. Juni 2017 (BGBl. I S. 2193) geändert worden ist"*. Ausfertigungsdatum: 31.07.2009; Stand: Zuletzt geändert durch Art. 122 G v. 29.3.2017 I 626; Änderung durch Art. 1 G v. 30.6.2017 I 2193 (Nr. 44) mWv 6.7.2017 textlich nachgewiesen, dokumentarisch noch nicht abschließend bearbeitet, elektron. Quelle: https://www.gesetze-im-internet.de/whg_2009/; Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz in Zusammenarbeit mit der juris GmbH - www.juris.de; [Zugriff: 01. Juli 2017].

Technische Normen und Regelwerke:

DIN-Normen:

DIN, 1985. *DIN 38414-8, 1985. Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S) – Teil 8: Bestimmung des Faulverhaltens (S 8). Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag GmbH, Berlin.*

DIN, 1986. *DIN 38414-9, 1986. Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S) – Teil 9: Bestimmung der wasserdampfflüchtigen organischen Säuren (S 19). Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag GmbH, Berlin.*

DIN, 1999. *DIN 38414-19, 1999. Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S) – Teil 19: Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB (S 9). Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag GmbH, Berlin.*

DIN, 2001a. *DIN EN 12176, 2001. Charakterisierung von Schlämmen – Bestimmung des pH-Wertes; Deutsche Fassung EN 12176. Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag GmbH, Berlin.*

DIN, 2001b. *DIN EN 12879, 2001. Charakterisierung von Schlämmen – Bestimmung des Glühverlustes der Trockenmasse. Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag GmbH, Berlin.*

DIN, 2001c. *DIN EN 12880, 2001. Charakterisierung von Schlämmen – Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts. Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag GmbH, Berlin.*

DIN, 2003. *DIN 4045-08, 2003. Abwassertechnik – Grundbegriffe*

DIN, 2007. *DIN EN 1085, 2007. Abwasserbehandlung – Wörterbuch*

DIN, 2014. *DIN EN 16323 - Wörterbuch für Begriffe der Abwassertechnik; Dreisprachige Fassung DIN EN 16323:2014, Beuth.*

DWA-Regelwerk:

ATV-DVWK-A 131, 2000. Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, ATV-DVWK-Fachausschuss KA 5 "Absetzverfahren" und ATV-DVWK-Fachausschuss KA 6 "Aerobe biologische Abwasserreinigungsverfahren"; Hennef: DWA-Regelwerk; ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V..

ATV-DVWK-A 281, 2001. Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern, KA-6.3 „Tropf- und Tauchkörper“ ATV-DVWK-Fachausschuss KA-6 „Aerobe biologische Abwasserreinigungsverfahren“ und ATV-DVWK-Fachausschuss KA-5 „Absetzverfahren“: DWA-Regelwerk; Arbeitsblatt; ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V..

ATV-DVWK-M 363, 2002. Herkunft, Aufbereitung und Verwertung von Biogasen, Hennef: ATV-DVWK-Fachausschuss AK-8 „Biogas“; ATV-DVWK.

ATV-DVWK-M 368, 2003. Biologische Stabilisierung von Klärschlamm, Hennef: DWA-Regelwerk; ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V..

ATV-M 271, 1998. Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen. Hennef: ATV-DVWK-Regelwerk Merkblatt; ATV-Fachausschuß 2.12 "Betrieb von Kläranlagen"; Abwassertechnische Vereinigung e. V. (ATV) und Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK), jetzt DWA.

DWA-A 131, 2016. *Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen*, DWA-Fachausschüssen KA-5 „Absetzverfahren“ und KA-6 „Aerobe biologische Abwasserreinigungsverfahren“: DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA).

DWA-M 202, 2011. *Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser*, DWA-Fachausschuss KA-8 „Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung nach biologischer Behandlung“ & DWA-Arbeitsgruppe KA-8.2 „Abwasserreinigung durch Fällung und Flockung“: DWA Regelwerk - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.

DWA-M 350, 2014. *Aufbereitung und Einsatz von polymeren Flockungsmitteln zur Klärschlammkonditionierung*, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V..

DWA-M 363, 2010. *Herkunft, Aufbereitung und Verwertung von Biogasen*, ATV-DVWK-Fachausschuss AK-8 „Biogas“; Hennef: DWA-Regelwerk; DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall e. V..

DWA-M 366, 2013. *Maschinelle Schlammmentwässerung*, DWA-Fachausschuss KEK-2 „Stabilisierung, Entseuchung, Konditionierung, Eindickung und Entwässerung von Schlämmen“ und die Arbeitsgruppe KEK-2.4 „Eindickung und Entwässerung“ Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V..

DWA-M 368, 2014. *Biologische Stabilisierung von Klärschlamm*, DWA-Fachausschuss KEK-2 (ehem. AK-2) „Stabilisierung, Entseuchung, Konditionierung, Eindickung und Entwässerung“ & Arbeitsgruppe KEK-2.1 (ehem. AK-2.1) „Stabilisierung von Schlämmen“: DWA Regelwerk - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.

DWA-M 376, 2006. *Sicherheitsregeln für Biogasbehälter mit Membrandichtung*, DWA-Regelwerk: Merkblatt vom DWA-Fachausschusses AK-8 „Biogas“ von dessen Arbeitsgruppe AK-8.2 „Biogasspeicherung“; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.

DWA-M 380, 2008. *Co-Vergärung in kommunalen Klärschlammfaulbehältern, Abfallvergärungsanlagen und landwirtschaftlichen Biogasanlagen*, DWA-Fachausschuss AK-14 „Behandlung biogener Abfälle“ und DWA-AG AK-14.2 „Vergärung“: DWA-Regelwerk; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.

DWA-M 381, 2007. *Eindickung von Klärschlamm*, DWA-Fachausschusses AK-2 „Stabilisierung, Entseuchung, Konditionierung, Eindickung und Entwässerung von Schlämmen“ Arbeitsgruppe AK-2.4 „Eindickung und Entwässerung“: DWA Regelwerk - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.

DWA-M 383, 2008. *Kennwerte der Klärschlammmentwässerung*, DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef: DWA-Regelwerk: Merkblatt; DWA-Arbeitsgruppe AK-2.3 „Konditionierung und Entwässerungskenn-werte“, DWA-Fachausschusses AK-2 „Stabilisierung, Entseuchung, Konditionierung, Eindickung und Entwässerung von Schlämmen“.

DWA-M 387, 2012. *Thermische Behandlung von Klärschlämmen – Mitverbrennung in Kraftwerken*, Hennef: DWA-Regelwerk: Merkblatt vom DWA-Fachausschuss AK-3 „Energetische Verwertung und thermische Behandlung“; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.

DWA-M 803, 2006. *Kostenstrukturen in der Abwassertechnik*. Hennef: DWA-Regelwerk: Merkblatt; DWA-Arbeitsgruppe WI-1.1 „Kostenstrukturen in der Abwassertechnik“; DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V..

VDI-Richtlinien:

VDI 4630, 2006. Vergärung organischer Stoffe - Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche. Richtlinie. Düsseldorf: Beuth Verlag.

VDI, 2013. VDI-Wärmeatlas. Düsseldorf: Verein Deutscher Ingenieure e. V..

Sonstige:Mündliche Mitteilungen:

ATAŞ, E. 2014. Mündliche Mitteilung zum Thema Probenahme- und Messstellen auf der Kläranlage in Kayseri, [09. Januar 2014]

ATAŞ, E., DOĞAN, F., 2014. Mündliche Mitteilung zur Bestimmung von CSB, Phosphor und Stickstoff sowie TR/oTR (TKM und UTKM) auf der Kläranlage in Kayseri, [Gesprächsprotokoll, 09. Januar 2014]

BOZTOPRAK, S., 2014. Mündliche Mitteilung zum Thema Betrieb der Kläranlage Kayseri [Gesprächsprotokoll, 08. Januar 2014]

DICHTL, N., 2014. Mündliche Mitteilung. Beantwortung einer Frage zum Volumen der Versuchsaufbauten [Gesprächsprotokoll, 12. September 2014].

GUNDERMANN, T., 2016. Mündliche Mitteilung. *Kosten Faulbehälterwärmedämmung*. München: Messestand der Käfer Industrie GmbH auf der IFAT 2016 in München [eigenes Gesprächsprotokoll, 02. Juni 2016].

Oles, J., 2016. *Kosten Faulbehälterwärmedämmung*. Telefonat vom 20.06.2016 mit Dr.-Ing. J. Oles, Geschäftsführer der Oswald Schulze Umwelttechnik GmbH, [eigenes Gesprächsprotokoll, 20. Juni 2016].

Zitierte Literatur in Tabellen und Bilder ohne Zugang zur Primärliteratur:

Fair, G. M., Moore, E. W., 1937. Observations on the digestion of a sewage sludge over a wide range of temperatures. *Sewage Works Journal*, p. 3.

Orth, H., Grube, S., Tserashchuk, M., 2009. Bemessungs- und Betriebsparameter des Belebungsverfahrens in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur und stofflichen Eigenschaften. Abschlussbericht zum BMBF-Verbundprojekt Exportorientierte F+E auf dem Gebiet Abwasser, Teilprojekt A1, Förderkennzeichen 02WA0545. Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, Ruhr-Universität Bochum.

Tchobanoglous, G., Stensel, H., Tsuchihashi, R. & Burton, F., 2003. *Wastewater Engineering - Treatment and Resource Recovery*, Metcalf & Eddy, 4th Edition Hrsg. McGraw Hill. (zitiert in Tabelle 7.7, jedoch nur die fünfte Version verfügbar).

WRC 1984. *Theory, Design and Operation of Nutrient Removal Activated Sludge Processes*. WRC (Water Research Commission) Report TT 16/84, bearbeitet von: Ekama, G. A., University of Cape Town, City Council of Johannesburg, South African Council for Scientific and Industrial Research.

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Zusammenstellung idealer Umweltparameter des anaeroben Abbaus nach Mudrack & Kunst, 2003.	6
Tabelle 3.1: Verfahrensschritte auf dem Weg der Schlammabeseitigung und Durchführungsmöglichkeiten (nach Imhoff & Imhoff, 1993).	8
Tabelle 3.2: Vor- und Nachteile beim anaeroben Schlammstabilisierungsprozess (nach Jiménez & Wang, 2006; WEF & ASCE, 1992).	11
Tabelle 3.3: Physikalische und chemische Faktoren nach U. S. EPA (1974).	12
Tabelle 3.4: Anhaltswerte für Faulgasausbeuten der im Rohschlamm enthaltenen Makronährstoffe (nach DWA-M 363, 2010)	21
Tabelle 3.5: Schlammspezifische Faulgasausbeute unter deutschen Randbedingungen nach verschiedenen Quellen.	22
Tabelle 3.6: Faulgasausbeute und einwohnerspezifischer Faulgasanfall internationaler Literatur.	23
Tabelle 4.1: Zuordnung wichtiger Kennzahlen der Schlammarten (nach Bahrs, 1997).	34
Tabelle 5.1: Temperaturbereiche und Faulzeiten für die Klärschlammfäulung (Mieske et al., 2016 nach Imhoff, 2007 ^a) und DWA-M 368, 2014 ^b).	37
Tabelle 5.2: Vorgeschlagenes Bemessungsschlammalter für volldurchmischte Faulbehälter (U. S. EPA, 1979 nach McCarty, 1964).	40
Tabelle 5.3: Zur Vollstabilisierung empfohlene Faulzeiten (vgl. Modell im Bild 5.1) bei hohen Umgebungstemperaturen, $TR_0 = 20 - 30 \text{ kg/m}^3$ (Bauerfeld et al., 2010).	40
Tabelle 6.1: Übergangsfristen zur Umsetzung der AbfKlärV nach Entsorgungsweg und P-Gehalt (Könemann, 2016).	46
Tabelle 6.2: Entwicklung der Klärschlammbehandlung und -entsorgung in Europa und den USA (Fernandes et al., 2005).	49
Tabelle 6.3: Übliche Klärschlammentsorgungskosten je Tonne TR (Stand 2012, DWA-M 387, 2012).	55
Tabelle 6.4: Kosten der Klärschlammentsorgung einschließlich der Kosten für Entwässerung und Transport in [€/t TR] (Stand 2010, DWA AK-13.4 „Klärschlammentsorgungskonzepte“, 2010).	56
Tabelle 6.5: Spezifische Kosten für den Transport von Klärschlamm und Schlammwasser (Jakob u. a., 2013 ^a) , aus DWA Themen T1/2015).	57
Tabelle 7.1: Kennzahlen für die mesophile Fäulung (ATV/BDE/VKS Arbeitsgruppe 3.1.1, 1994).	61

Tabelle 7.2: Literaturübersicht zu Leistungsbereichen und Bemessungskriterien des Abbaugrades η_{oTR} für Faulbehälter.	64
Tabelle 7.3: Funktion von Überwachungswerten und deren Eignung zur Bewertung des Stabilisierungsgrads.	67
Tabelle 7.4: Übersicht zu Schlammalter, Feststoffkonzentrationen und organische Raumbelastung für die Klärschlammfäulung.	70
Tabelle 7.5: Nach DWA-M 368 (2014) empfohlene Bemessungsschlammalter für $T_{\text{Faul}} = 35\text{ °C}$	73
Tabelle 7.6: Zusammenfassung von Bemessungsempfehlungen aus der internationalen Literatur.	75
Tabelle 7.7: Tabelle von Bauerfeld (2012a) zum spezifischen PS- und ÜS-Anfall $[\text{g TR}/(\text{E} \cdot \text{d})]$ nach diversen Berechnungsmodellen im Vergleich zur Schlammliste aus dem ATV-DVWK-M 368 (2003).	83
Tabelle 7.8: Zusammenfassung der Schlammliste von v. Sperling & Gonçalves (2005) über Schlammcharakteristika und -mengen von Schlämmen, die anaerob stabilisiert werden können (Auszug).	85
Tabelle 9.1: Kurzvorstellung Türkei (Auswärtiges Amt, 2017).	90
Tabelle 9.2: Kurzinformationen zu den Kläranlagen der einzelnen Versuchsstandorte.	94
Tabelle 9.3: Übersicht der eingesetzten Verfahrenstechnik auf der KA Kayseri.	96
Tabelle 9.4: Übersicht der eingesetzten Verfahrenstechnik auf der KA Konya.	98
Tabelle 9.5: Zusammensetzung der untersuchten Rohschlämme.	100
Tabelle 9.6: Technische Randbedingungen für die Faulversuche im Versuchscontainer.	102
Tabelle 9.7: Betreuungs-/Messprogramm während der Betriebsphase.	103
Tabelle 9.8: Analysegerät und -methoden zur Bestimmung der Faulgasqualität.	112
Tabelle 9.9: Überblick der Analyseparameter für die Versuchsreihen im Versuchscontainer.	115
Tabelle 9.10: Gegenüberstellung der TR bzw. oTR-Bestimmung nach DEV gegenüber der auf der Kläranlage in Kayseri und nach US EPA Standard (nach Bliedung, 2015 ^a).	116
Tabelle 10.1: Zusammenfassung der Bilanzlücken der Faulversuche in Kayseri.	123
Tabelle 10.2: Zusammenfassung der Bilanzlücken der Faulversuche in Konya.	124
Tabelle 10.3: Abbaugrade der organischen Stoffe und des CSB der Versuchsreihen #1 und #2.	126

Tabelle 10.4: Abbaugrade der organischen Stoffe und des CSB der Versuchsreihen #3 und #4.	129
Tabelle 10.5: Ergebnisse zur Faulgasausbeute der Versuchsreihen #1 und #2 in Kayseri.	132
Tabelle 10.6: Ergebnisse zur Faulgasausbeute der Versuchsreihen #3 und #4 in Konya.	133
Tabelle 10.7: Ergebnisse aus der großtechnischen Faulbehandlung in Konya.	135
Tabelle 10.8: Gegenüberstellung der Versuchsergebnisse und der Großtechnik in Konya.	136
Tabelle 10.9: Für die Auswertung qualifizierte Versuchsergebnisse.	140
Tabelle 10.10: Übersicht Schlammalter aus den erzeugten Ausgleichfunktionen.	141
Tabelle 10.11: Übersicht der Versuchsergebnisse zur Normierung der Schlammalter.	143
Tabelle 10.12: Vergleich der normierten Ausgleichsfunktionen.	143
Tabelle 10.13: Vergleich der Ausgleichsfunktion Norm 2 mit Literaturangaben für ausgewählte Temperaturen aus Abschnitt 5.	146
Tabelle 11.1: Typische Kennzahlen für die Faulung von Rohschlamm bei T_{Faul} von 25 °C bis 35 °C.	153
Tabelle 11.2: Zusammenstellung der Feststoffgehalte von Substraten im Zulauf der Faulung.	155
Tabelle 11.3: Erweiterung der nach DWA-M 368 (2014) empfohlenen Bemessungsschlammalter.	156
Tabelle 11.4: Einflussfaktoren auf die Kostenstrukturen in der anaeroben Schlammstabilisierung.	164
Tabelle A.1: Eingangsparameter für die Bemessung der Überschussschlammproduktion in Tabelle 7.7 von Bauerfeld (2012a), Schmutzfracht nach ATV-DVWK-A 131, $t_{\text{VK}} = 1$ h.	I
Tabelle A.2: Anfall & Beschaffenheit von Schlämmen abhängig von Verfahren & Betriebsbedingungen.	II
Tabelle A.3: Standortdaten und Abwasserzusammensetzungen der untersuchten Kläranlagen.	IV
Tabelle A.4: Klimaprofil der Stadt Kayseri (Klima.org, 2017).	V
Tabelle A.5: Klimaprofil der Stadt Konya (Klima.org, 2017).	V
Tabelle A.6: CSB Massenbilanzen Kayseri (Versuchsreihen #1 und #2).	VI

Tabelle A.7: N_{ges} Massenbilanzen Kayseri (Versuchsreihen #1 und #2).	VII
Tabelle A.8: P_{ges} Massenbilanzen Kayseri (Versuchsreihen #1 und #2).	VIII
Tabelle A.9: CSB Massenbilanzen Konya (Versuchsreihen #3 und #4).	IX
Tabelle A.10: N_{ges} Massenbilanzen Konya (Versuchsreihen #3 und #4).	X
Tabelle A.11: P_{ges} Massenbilanzen Konya (Versuchsreihen #3 und #4).	XI
Tabelle A.12: Eingangsgrößen für die Bemessung der anaeroben Schlammbehandlung.	XVIII

Bilderverzeichnis

Bild 2.1: Schema des vierstufigen anaeroben Abbaus (Mudrack et al. 2003).....	4
Bild 3.1: Übersicht möglicher Stabilisierungsverfahren.....	9
Bild 3.2: Anfallorte von Klärschlämmen und möglichen Co-Substraten sowie Input- und Outputströme der Schlammfaulung.....	9
Bild 3.3: Grundoperationen der anaeroben Klärschlammstabilisierung (nach Gujer, 2007).	10
Bild 3.4: Schema eines Faulbehälters (nach Klauwer, 1996).....	12
Bild 3.5: Übersicht auf Einflussgrößen, Zusammenhänge und Ergebnisse im Faulprozess (Bild nach Ewert, 2006; aus: DWA-M 383, 2008).	13
Bild 3.6: Stromverbrauch einer Kläranlage (100.000 E) mit Fokus auf der Schlammbehandlung (nach LANUV NRW 2014).	24
Bild 5.1: Abhängigkeit der Stabilisierungszeit vom Temperaturniveau bei der anaeroben Stabilisierung von Rohschlamm (nach Bauerfeld, 2012a).....	41
Bild 6.1: Gesetze und Verordnungen auf bundesdeutscher Ebene im Kontext der Verwertungswerte (nach Vocks, 2011)	44
Bild 6.2: Randbedingungen für die Klärschlammentsorgung.....	50
Bild 6.3: Variantenentwicklung für eine Entsorgungsstrategie.	53
Bild 7.1: Grundlegender Zusammenhang zwischen Stabilisierungszeit und Temperatur nach ATV-DVWK-M 368 (2003, links) und DWA-M 368 (2014, rechts).	72
Bild 8.1: Ausschnitt einer Weltkarte mit potenziellen Gebieten für Faulbehälter ohne Wärmedämmung (modifizierte Karte: Weltkarte.com 2016).	87
Bild 9.1: Bevölkerungsentwicklung in der Türkei von 1960 bis 2016 mit Anteil der in Städten lebenden Einwohner (nach World Bank, 2017b).....	91
Bild 9.2: Anzahl der Kläranlagen in der Türkei in den Jahren 1994 bis 2014 (nach Bliedung, 2015 auf Grundlage von TUIK, 2015).	92
Bild 9.3: Primärschlammfaulung und Gasspeicher der Kläranlage Kayseri (Foto: Mieske).	95
Bild 9.4: Blick vom Faulbehälter auf die Rohschlammeindickung und Vorklärbecken der KA Konya (Foto: Mieske).....	97
Bild 9.5: Versuchscontainer auf der Kläranlage in Kayseri (Foto: Mieske).	105
Bild 9.6: Fließschema der Versuchsanlage für die einstufige Verfahrensweise.....	105
Bild 9.7: Übersicht Versuchsfaulbehälter (Foto: Mieske).	106

Bild 9.8: Ansicht eines Versuchsfaulbehälters (Foto: Mieske).....	106
Bild 9.9: Schlammvorlagebehälter und drehzahlgesteuerte Exzentrerschneckenpumpen (Foto: Mieske).....	107
Bild 9.10: Gasmengenmesszylinder <i>Versuchscontainer</i> (Foto: ISWW/Mieske).	111
Bild 9.11: Zähleinheit Gasmesssystem (o.) und digitale Zeitschaltuhr zur Beschickung (u.).	111
Bild 9.12: Innere Zähleinheit, Digitalthermostate und analoge Zählwerke (Fotos: Mieske)	111
Bild 9.13: Beispiel einer grafischen Darstellung der spez. Faulgasausbeute (Dichtl & Mieske, 2014).	114
Bild 9.14: Unterschiede bei der TR/oTR Bestimmung in Kayseri zum Standard.....	117
Bild 9.15: Beispiel einer grafischen Darstellung einer CSB-Bilanz.....	119
Bild 10.1: Abbaugrade der organischen Stoffe aus den Versuchsreihen #1 bis #4 in der Türkei.....	125
Bild 10.2: Grafische Darstellung der spez. Gasausbeute sowie Methangehalte von R3 aus #3.....	131
Bild 10.3: Hüllkurve von Bauerfeld (2012) ergänzt durch die Ergebnisse der Untersuchungen.	138
Bild 10.4: Auswahl Datenpunkte aus den Versuchsreihen #2 bis #4 für die Ausgleichungsrechnung.	139
Bild 10.5: Stabilisierungskurven aus den Versuchsergebnissen der Rohschlammfäulung.	140
Bild 10.6: Darstellung der normierten Abbaufunktionen mit Gegenüberstellung der Stabilisierungskurven aus den Versuchen ohne Normierung.	144
Bild 10.7: Gegenüberstellung des Kurvenverlaufs von <i>Norm 2</i> zu den technischen Abbaugraden des DWA-M 368 (2014) sowie den Kurven von Bauerfeld (2012a) und U. S. EPA (1979).....	147
Bild 11.1: Bemessungsablauf anaerobe Schlammstabilisierung.....	150
Bild 11.2: Verfahrensprinzip Kaskadenfäulung und zweistufige Methanisierung (nach Dichtl, 2015b).	167
Bild 11.3: Zweistufige anaerobe Schlammstabilisierung nach internationaler Literatur (nach Luduvic, 2007).	168
Bild A.1: Ausgleichungsfunktion $t_{TS,Rang\ 1}(27_RS_oW_10_r1)$	XII
Bild A.2: Abweichungen der Ausgleichungskurve $t_{TS,Rang\ 1}(27_RS_oW_10_r1)$	XII

Bild A.3: Ausgleichungsfunktion $t_{TS, Rang\ 2}$ (27_RS_oW_10_r2).....	XIV
Bild A.4: Abweichungen der Ausgleichungskurve $t_{TS, Rang\ 2}$ (27_RS_oW_10_r2).	XIV
Bild A.5: Ausgleichungsfunktion t_{TS}/η_{oTR} Verhältnis (Gl. 6-3).	XVI
Bild A.6: Abweichungen der Ausgleichungskurve t_{TS}/η_{oTR} Verhältnis (Gl. 6-3).....	XVI

Abkürzungsverzeichnis

Kurzzeichen	Einheit	Bezeichnung	Kurzzeichen, englisch	Bezeichnung, englisch
A_{Oberfl}	m ²	Faulbehälteroberfläche	A_{surface}	digester surface
a_{TR}	g/kg	anorganischer Trockenrückstand	FS	fixed solids
$B_{\text{oTR,abb}}$	kg oTR _{abb} / (kg oTR · d)	Schlammbelastung durch leicht abbaubare organische Stoffe	$B_{\text{TVS,deg}}$	easy degradable organic sludge load
$B_{\text{oTR,Co,d}}$	t/d	tägliche oTR-Fracht aus Co-Substraten	$B_{\text{VS,co,d}}$	daily load of volatile solids of the co-substrates
$B_{\text{oTR,PS,d}}$	t/d	tägliche oTR-Fracht aus Primärschlamm	$B_{\text{VS,PS,d}}$	daily load of volatile solids of the primary sludge
$B_{\text{oTR,ÜS,d}}$	t/d	tägliche oTR-Fracht aus Überschussschlamm	$B_{\text{VS,ES,d}}$	daily load of volatile solids of the excess sludge
BSB_5	mg/L	Biochemischer Sauerstoffbedarf	BOD_5	biochemical oxygen demand
C_{abb}	kg/t	Substratmassenanteil	C_{deg}	substrate mass fraction
$C_{\text{oTR,0}}$	g/L	Ausgangskonzentration org. Substanz	$C_{\text{TVS,0}}$	initial concentration of organic substance
$C_{\text{oTR,e}}$	g/L	Endkonzentration org. Substanz	$C_{\text{TVS,e}}$	final concentration of organic substance
CSB_{Input}	kg	Summe der CSB Zulaufströme	COD_{Input}	sum of COD inflow
CSB_{Output}	kg	Summe der CSB Ablaufströme	COD_{Output}	sum of COD effluent
$CSB_{\text{FB, Start}}$	kg	Menge an CSB im Faulbehälter zu Bilanzbeginn	$COD_{\text{dig, 0}}$	initial COD Content in digester
$CSB_{\text{FB, Ende}}$	kg	Menge an CSB im Faulbehälter zu Bilanzende	$COD_{\text{dig, e}}$	final COD Content in digester
CSB_{Zulauf}	kg	Summe des zugeführten CSB in der Schlammsuspension	COD_{Influent}	sum of COD inflow in the sludge path
CSB_{Ablauf}	kg	Summe des abgeführten CSB in der Schlammsuspension	COD_{effluent}	sum of COD effluent in the sludge path
CSB_{Methan}	kg	Summe des abgeführten CSB in der Gasphase	COD_{CH_4}	sum of COD inflow in the gas path
$CSB_{\text{Methan,Ablauf}}$	kg	Summe des abgeführten CSB als Methan in der Schlammsuspension	$COD_{\text{CH}_4, \text{effluent}}$	sum of COD effluent as methane in solution of the sludge path
$EGW_{\text{XXX,ZZ}}$	E	Einwohnergleichwert, z. B. zur Charakterisierung von betrieblichem Abwasser, mit Bezugsparameter XXX und zugehöriger einwohnerspezifischer Fracht, z. B. $EGW_{\text{BSB,60}}$	$PE_{\text{XXX,ZZ}}$	population equivalent, e. g. for the characterisation of industrial wastewater referred to the specific load of parameter XXX, e. g. $PE_{\text{BSB,60}}$

Kurzzeichen	Einheit	Bezeichnung	Kurzzeichen, englisch	Bezeichnung, englisch
EW	E	Einwohnerwert ($EW = EZ + EGW$)	PT	total number of inhabitants and population equivalents
EZ	E	Einwohnerzahl	P	population, number of inhabitants
E_{RS-Erw}	kWh/d	Energiemenge zur Rohschlamm- aufheizung	$E_{RS-heat}$	demand for energy to heat up the raw sludge
E_{Transm}	kWh/d	Energiemenge der Transmissions- wärmeverluste	E_{transm}	demand for thermal energy due to transmission losses
GV	%	Glühverlust	LOI	loss on ignition
HAc_{aq}	mg/L	Essigsäureäquivalent	HAc_{equiv}	acetic acid equivalent
k_H	d ⁻¹	Hydrolyserate	k_H	hydrolysis rate
m_{leer}	g	die Masse der leeren Schale	m_{empty}	mass of crucible (empty)
m_{tr}	g	die Masse der Schale mit der Trockenmasse	m_{dm}	mass of crucible with dry matter
m_g	g	die Masse der Schale mit der geglühten Trockenmasse	$m_{ignited}$	mass of crucible with loss of ignition
oTR	g/kg	organischer Trockenrückstand	VS	volatile solids
oTR_{Kay}	g/kg	Org. Trockenrückstand nach der Methode der KA in Kayseri	VS_{Kay}	volatile solids measured at Kayseri WWTP
PCDD/ PCDF	pg TEQ/L	Polychlorierte Dibenzo-p-dio- xine und Dibenzofurane	pg TEQ/L	Polychlorinated dibenzodioxins Dibenzofuran
p_D	Pa	Dampfdruck	p_D	vapor pressure
p_{FG}	Pa	gemessener Druck bei der Faulgasmengenerfassung	p_{BG}	measured pressure in biogas counting cylinder
Q_{FG}	m ³	gemessene Faulgasmenge	Q_{biogas}	amount of produced biogas
$Q_{FG,d}$	Nm ³ /d	tägliche produzierte Faulgas- menge	$Q_{biogas,d}$	daily amount of produced biogas
$Q_{FG,N}$	Nm ³	Menge Faulgas unter Normbe- dingungen	$Q_{biogas,N}$	amount of produced biogas at STP
$Q_{FGA,sepz.,xx}$	m ³ / kg oTR _{xx}	Faulgasausbeute	$y_{biogas,xx}$	biogas yield based on added or degraded total volatile solids
$Q_{CH_4,xx}$	m ³ CH ₄ / kg oTR _{xx}	Methangasausbeute bezogen auf das zugeführte oder abge- baute Substrat	$y_{CH_4,xx}$	methane gas yield substrate based on added or degraded total volatile solids
$Q_{FGa,Co,spez.,xx}$	m ³ /t oTR _{xx}	Faulgasausbeute aus Co-Substrat bezogen auf das zugeführte oder abgebaute Substrat	$y_{biogas,Co,xx}$	biogas yield from co-substrate based on added or degraded total volatile solids

Kurzzeichen	Einheit	Bezeichnung	Kurzzeichen, englisch	Bezeichnung, englisch
$Q_{\text{FGA,PS,sepz.,xx}}$	$\text{m}^3/\text{t oTR}_{\text{xx}}$	Faulgasausbeute aus Primärschlamm bezogen auf das zugeführte oder abgebaute Substrat	$y_{\text{biogas,PS,xx}}$	biogas yield from primary sludge based on added or degraded total volatile solids
$Q_{\text{FG,ÜS,sepz.,xx}}$	$\text{m}^3/\text{t oTR}_{\text{xx}}$	Faulgasausbeute aus Überschussschlamm bezogen auf das zugeführte oder abgebaute Substrat	$y_{\text{biogas,ES,xx}}$	biogas yield from surplus sludge based on added or degraded total volatile solids
$Q_{\text{Co,d}}$	m^3/d	täglicher Volumenstrom aus Fremdschlämmen und Co-Substrat	$Q_{\text{Co,d}}$	daily flow of external sludge and co-substrate
$Q_{\text{FS,d}}$	m^3/d	täglicher Volumenstrom des Faulschlammes	$Q_{\text{DS,d}}$	daily flow of digested sludge
$Q_{\text{PS,d}}$	m^3/d	täglicher Volumenstrom des Primärschlammes	$Q_{\text{PS,d}}$	daily flow of primary sludge
$Q_{\text{RS,d,Bem}}$	m^3/d	täglicher Bemessungsschlammanfall	RSP	rated sludge production
$Q_{\text{RS,d}}$	m^3/d	täglicher Rohschlammanfall	$Q_{\text{RS,d}}$	daily production of raw sludge
$Q_{\text{ÜS,d}}$	m^3/d	täglicher Volumenstrom des Überschussschlammes	$Q_{\text{ES,d}}$	daily production of excess sludge
SF_{GK}	-	Sicherheitsfaktor für Größenklassen kleiner GK 5	FS_{SC}	safety factor regarding WWTP size class
SF_{t}	-	Sicherheitsfaktor f. Schlammalter t_{TS} bei $T_{\text{Faul}} < 25^\circ\text{C}$	FS_{t}	safety factor regarding hydraulic retention time
ΔT	K	Temperaturdifferenz	ΔT	difference in temperature
t_{anaerob}	d	anaerobes Schlammalter	$t_{\text{anaerobic}}$	anaerobic sludge age
t_{R}	d	Mittlere Verweilzeit im Reaktor $t_{\text{R}} = V_{\text{R}}/Q$ (Durchflusszeit)	HRT	hydraulic retention time
T_{n}	$^\circ\text{C}$	Temperatur im Milieu n	T_{n}	temperature in the environment n
T_{W}	$^\circ\text{C}$	Abwassertemperatur	T_{w}	wastewater temperature
T_{Faul}	$^\circ\text{C}$	Faultemperatur	T_{dig}	digestion temperature
t_{FB}	d	Faulzeit im Faulbehälter	t_{dig}	hydraulic retention time
T_{FG}	$^\circ\text{C}$	Faulgastemperatur	T_{biogas}	biogas temperature
T_{L}	$^\circ\text{C}$	Lufttemperatur	T_{air}	air temperature
$t_{\text{TS,FB,Bem}}$	d	Bemessungsschlammalter für den Faulbehälter	$HRT_{\text{dig,desn}}$	design sludge age of the digester
$t_{\text{TS,Rang,n}}$	d	Temperaturabhängiges Schlammalter der Ausgleichsfunktion mit dem Rang Nr. 1...n		temperature-depnt sludge age of degradation function Rank No. 1...n

Kurzzeichen	Einheit	Bezeichnung	Kurzzeichen, englisch	Bezeichnung, englisch
TR	g/kg	Trockenrückstand	TS	total solids
TR_{Kay}	g/kg	Trockenrückstand nach der Methode der KA in Kayseri	TS_{Kay}	total solids measured at Kayseri WWTP
TS	g/L	Trockensubstanz	TSS	total suspended solids
t_{VK}	h	Aufenthaltszeit des Abwassers in der Vorklärung	R_{PST}	primary settling tank residence time
$t_{VK,T,max2hM}$	h	Aufenthaltszeit des Abwassers in der Vorklärung bei maximalem 2-Stunden-Durchfluss bei Trockenwetter	R_{PST}	primary settling tank residence time, maximum 2 h dry weather flow
\dot{U}_{SC}	kg TS/d	Überschussschlammproduktion aus C-Elimination	ES_C	excess sludge production of carbon elimination
\dot{U}_{extC}	kg TS/d	Überschussschlammproduktion aus C-Elimination mit externer Kohlenstoffquelle	ES_{extC}	excess sludge production from elimination of an external carbon source
$\dot{U}_{P,Bio-P}$	kg TS/d	Überschussschlammproduktion aus biologischer P-Elimination	$ES_{P,bio-P}$	excess sludge production of biological phosphorus removal
$\dot{U}_{P,Fäll,Fe}$	kg TS/d	Überschussschlammproduktion aus Phosphorelimination mittels Eisen	$ES_{C,precip,Fe}$	excess sludge production of phosphorus removal by ferric precipitating
V_{FB}	m ³	Faulbehältervolumen	V_{dig}	digester volume
$V_{FB,E}$	L/E	Einwohnerspezifisches Faulbehältervolumen	$V_{dig,PE}$	digester volume related to population equivalent
w_{Hyd}	kg H ₂ O/kg BG	Anteil der Biogasmasse, die aus dem Wasser der Hydrolyse stammt	w_{Hyd}	Proportion of the biogas material, which comes from the hydrolysis of water
η_{abb}	%	technischer Abbaugrad	η_{deg}	technical efficiency rate
η_{oTR}	%	Abbaugrad der Organik	η_{VS}	efficiency of volatile solids reduction
η_{TR}	%	Abbaugrad des Trockenrückstandes	η_{TS}	efficiency of Total solids reduction
ρ_{BG}	kg/Nm ³	Normdichte des Biogases	ρ_{BG}	standard density of biogas

Danksagung

Sehr großen Dank gilt Herrn Prof. Dr.-Ing. N. Dichtl für seine Bereitschaft, das Dissertationsvorhaben zu betreuen und zu unterstützen. An dieser Stelle möchte ich mich für die gute Zusammenarbeit im Projekt und seine unermüdliche Geduld bei den zahlreichen konstruktiven Gesprächen bedanken.

Bei Herrn Prof. Dr. Ing. habil. Thomas Dockhorn bedanke ich mich sehr für die sehr gute menschliche und fachliche Ausbildung in diesem Lebensabschnitt. Danke Thomas.

Herrn Prof. Dr.-Ing. Günther Bahre von der HAWK Hildesheim danke ich für den langjährigen fachlichen Rat und persönlichen Rückhalt.

Betreffend dieser Dissertation bedanke ich mich ganz besonders bei Katrin Bauerfeld, für ihre Freundschaft, die Projektleitung bei EXPOVAL, die vielen guten Ratschläge und die schöne Zeit als Büronachbarin. Meiner Projektpartnerin, Rosa Dellbrügge, danke ich für die tolle Zusammenarbeit in allen Lagen und dem „Expovalidieren“ während der vielen Bahnfahrten. Mein Dank für den Support im Projekt bei deutsch-türkischen Verständnisproblemen gilt Betül Morcali, die immer geduldig und hilfsbereit ihr organisatorisches und sprachliches Talent unter Beweis stellte.

Dank an Alexa Bliedung, die mich damals als HiWi unermüdlich im EXPOVAL Projekt unterstützte und dann später als Kollegin das Institut bereicherte. Helge Wahlandt und Meikkel Aspeleiter danke ich für die tolle technische Unterstützung und den ganzen Spaß, den wir dabei hatten. Erdmuthe Oberberg danke ich zum einen für die Analytik im Labor, zum anderen für den regelmäßigen Nachschub an Nervennahrung und die netten Gespräche. Claudia Mayerl und Gabi Grosser danke ich für die Unterstützung und dass sie im Institut alles regeln.

Steffi Meyer und Christian Görlich danke ich, dass ich mit Ihnen zusammen arbeiten durfte. Meinem Freund Karsten Fülling danke ich für die gemeinsame Zeit von Anfang an. Die IFAT-Besuche und St. Petersburg werde ich immer in guter Erinnerung behalten. Meinem Edel-HiWi, Bjarne Kaupp, gilt ein großer Dank für seinen tadellosen Einsatz. Meinen EXPOVAL-Kollegen auf Sachbearbeiterebene danke ich für die Zusammenarbeit. Den aktuellen und ehemaligen Mitarbeitern des Instituts danke ich für ihre Kollegialität und den Freundschaften, die daraus hervorgegangen sind.

Bezüglich des EXPOVAL Projektes danke ich ganz besonders meinen beiden türkischen Freunden, Selim BOZTOPRAK und Sami GAZEL, die mich bedingungslos auf der Kläranlage und im Alltag in Kayseri und Konya unterstützten. Sağol!

Für die Bereitschaft und die Mühe, diese Arbeit Korrektur zu lesen danke ich sehr Frank Bittner, Alexander Dürkopp, Uwe Otte und Eginhard Waurich.

Mein aller größter Dank gilt meiner ganzen Familie, ganz besonders meiner Frau Lesley und meinen lieben Töchtern Henriette und Theresa. Danke für Eure Liebe und die Geduld mit der ihr mich unterstützt habt. Tut mir Leid, dass ich so wenig Zeit für Euch hatte.

A. Anhang

Anhang A.1 – Eingangsparameter zur Ermittlung von Überschussschlamm-mengen

Tabelle A.1: Eingangsparameter für die Bemessung der Überschussschlammproduktion in Tabelle 7.7 von Bauerfeld (2012a), Schmutzfracht nach ATV-DVWK-A 131, $t_{VK} = 1$ h.

Parameter	Bemessungswert	Dimension
Spezif. Schmutzwasseranfall $w_{S,d}$	200	$[L/(E \cdot d)]$
$b_{d,BSB5,ZB}$	45	$[g/(E \cdot d)]$
$b_{d,TSO,ZB}$	35	$[g/(E \cdot d)]$
$B_{d,KN,ZB}$	10	$[g/(E \cdot d)]$
$b_{d,Pges,ZB}$	1,6	$[g/(E \cdot d)]$
TS_{BB}	3,0	$[kg/m^3]$
oTR/TR im Überschussschlamm	0,75	$[-]$

Anhang A.2 – Schlammliste des DWA-M 368 (2014)

Tabelle A.2: Anfall & Beschaffenheit von Schlämmen abhängig von Verfahren & Betriebsbedingungen.

Verfahren und Betriebsbedingungen	Schlammanfall und -beschaffenheit bei unterschiedl. Unterschreitungshäufigkeiten der Rohabwasserfracht						
	Schlammart	b _{TM,E,d} (g/(E*d))		GV (%)		q _{E,d} (L/(E*d))	
		85-Perz.	50-Perz.	85-Perz.	50-Perz.	85-Perz.	50-Perz.
Vorklärung	Primär-schlamm PS						
t _{VK} = 0,5 h		30	24 ³⁾	75		0,8	0,6
t _{VK} = 1,0 h		35	28 ³⁾	75		0,9	0,7
t _{VK} = 2,0 h		40	32 ³⁾	75		1,0	0,8
Belebungsverfahren BSB-Elimination	Überschuss-schlamm ÜS = ÜS _C + ÜS _{extC} + ÜS _{P,BioP} + ÜS _{P,Fäll,Fe}						
t _{TS,Bem} = 5 d; T _{Bem} = 12 °C							
t _{VK} = 0,5 h; T = 10 °C		55,8	42,5	77	76	8,0	6,1
t _{VK} = 0,5 h; T = 15 °C		52,3	40,0 ⁴⁾	75	75	7,5	5,7
t _{VK} = 0,5 h; T = 20 °C		49,3	37,7 ⁴⁾	74	73	7,0	5,4
t _{VK} = 1,0 h; T = 10 °C		50,1	38,0	76	76	7,2	5,4
t _{VK} = 1,0 h; T = 15 °C		46,8	35,8 ⁴⁾	75	74	6,7	5,1
t _{VK} = 1,0 h; T = 20 °C		44,1	33,7 ⁴⁾	73	73	6,3	4,8
t _{VK} = 2,0 h; T = 10 °C		43,7	33,6	76	75	6,2	4,8
t _{VK} = 2,0 h; T = 15 °C		41,4	31,6 ⁴⁾	74	74	5,9	4,5
t _{VK} = 2,0 h; T = 20 °C		39,0	29,7 ⁴⁾	73	72	5,6	4,2
N-Elimination							
t _{TS,Bem} = 10 d; T _{Bem} = 12 °C							
t _{VK} = 0,5 h; T = 10 °C		48,6	37,2	73	73	6,9	5,3
t _{VK} = 0,5 h; T = 15 °C		50,0	35,3 ⁵⁾	74	71	7,1	5,0
t _{VK} = 0,5 h; T = 20 °C		43,4	33,5 ⁵⁾	70	70	6,2	4,8
t _{VK} = 1,0 h; T = 10 °C		43,3	33,1	73	72	6,2	4,7
t _{VK} = 1,0 h; T = 15 °C		46,1	32,9 ⁵⁾	74	72 ⁵⁾	6,6	4,7
t _{VK} = 1,0 h; T = 20 °C		38,7	30,7 ⁵⁾	70	70 ⁵⁾	5,5	4,4
t _{VK} = 2,0 h; T = 10 °C	38,1	29,1	72	71	5,4	4,2	
t _{VK} = 2,0 h; T = 15 °C	42,1	30,3 ⁵⁾	75	73 ⁵⁾	6,0	4,3	
t _{VK} = 2,0 h; T = 20 °C	34,6	28,3 ⁵⁾	69	71 ⁵⁾	4,9	4,0	
N-Elimination							
t _{TS,Bem} = 15 d; T _{Bem} = 12 °C							
t _{VK} = 0,5 h; T = 10 °C	47,2	36,1	73	72	6,7	5,2	
t _{VK} = 0,5 h; T = 15 °C	44,6	34,3	71	70	6,4	4,9	
t _{VK} = 0,5 h; T = 20 °C	42,4	32,8	69	69	6,1	4,7	
t _{VK} = 1,0 h; T = 10 °C	42,0	32,2	72	71	6,0	4,6	
t _{VK} = 1,0 h; T = 15 °C	39,7	31,7 ⁵⁾	70	71 ⁵⁾	5,7	4,5	

Verfahren und Betriebsbedingungen	Schlammfall und -beschaffenheit bei unterschiedl. Unterschreitungshäufigkeiten der Rohabwasserfracht						
	Schlammart	$b_{TM,E,d}$ (g/(E·d))		GV (%)		$q_{E,d}$ (L/(E·d))	
		85-Perz.	50-Perz.	85-Perz.	50-Perz.	85-Perz.	50-Perz.
$t_{VK} = 1,0 \text{ h}; T = 20 \text{ °C}$		37,8	29,8 ⁵⁾	69	69 ⁵⁾	5,4	4,3
$t_{VK} = 2,0 \text{ h}; T = 10 \text{ °C}$		36,9	28,2	71	71	5,3	4,0
$t_{VK} = 2,0 \text{ h}; T = 15 \text{ °C}$		35,9	29,2 ⁵⁾	70	72 ⁵⁾	5,1	4,2
$t_{VK} = 2,0 \text{ h}; T = 20 \text{ °C}$		33,5	27,4 ⁵⁾	68	70 ⁵⁾	4,8	3,9
Gemeinsame aerobe Stabilisierung							
$t_{TS,Bem} = 25 \text{ d}; T_{Bem} = 10 \text{ °C}$							
$t_{VK} = 0 \text{ h}; T = 10 \text{ °C}$		64,4	50,0	70	69	9,2	7,2
$t_{VK} = 0 \text{ h}; T = 15 \text{ °C}$		62,0	48,4	68	68	8,9	6,9
$t_{VK} = 0 \text{ h}; T = 20 \text{ °C}$		60,2	47,2	67	67	8,6	6,8
bereits oben enthalten:							
Denitrifik. mit externem C ⁶⁾	$\ddot{U}_{S_{extC}}^{5)}$	0–10	0–2,5	> 95			
Biologische P-Elimination ⁶⁾	$\ddot{U}_{S_{BioP}}^{9)}$	1,5–2,3	1,2–1,8	> 95			
Simultanfällung mit Fe ⁶⁾	$\ddot{U}_{S_{P,Fäll,Fe}}^{7)}$	2,1–3,1	1,5–2,3	< 5			
Simultanfällung mit Al ⁶⁾	$\ddot{U}_{S_{P,Fäll,Al}}^{7)}$	1,6–2,4	1,2–1,8				
Flockungsfiltration mit Fe	$FFS^{10) 13)}$	5,0	4,0	ca. 50		0,6	0,5
Schlammfäulung ¹¹⁾	FS	48–54 ⁵⁾	37–41 ⁵⁾	56–65 ⁵⁾	56–61	1,2–1,3	ca. 1,0
Faulgasproduktion ¹³⁾ [l i. N./(E·d)]	FG	22–29 ⁵⁾	18–23 ⁵⁾				

Anmerkungen:

- 1) Die Durchflusszeit durch die Vorklärung t_{VK} bezieht sich auf den maximalen Zweistundenmittelwert des Durchflusses bei Trockenwetter. Eine gute Funktion des Sandfangs wird vorausgesetzt, sodass der PS einen hohen GV hat.
- 2) Typische 85-Perz. der Frachten und deren Elimination im VKB nach Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131:2000-05.
- 3) 50-Perzentile mit 80 % der 85-Perzentile angesetzt.
- 4) Es erfolgt eine Stickstoffelimination durch Nitrifikation und Denitrifikation.
- 5) Steigerung der Denitrifikation durch Zugabe von leicht abbaubarem CSB (extC), z. B. von Methanol, mit einem stöchiometrischen Dosierverhältnis $\beta = 1,35$; hierdurch wird \ddot{U}_S und der GV erhöht. Zugabe von extC ist stets erforderlich bei $t_{TS} = 10 \text{ d}$ (unabhängig von t_{VK}); die Zugabe steigt mit der Belastung und sinkt mit zunehmender Temperatur und kürzerem t_{VK} . Spitzenwerte von FS, FG und GV_{FS} bei Zugabe von extC.
- 6) Im \ddot{U}_S enthalten.
- 7) Sichere Einhaltung des Überwachungswertes $P_{ges} = 1,0 \text{ mg/L}$; $\beta = 1,5$. Bei nachgeschalteter Flockungsfiltration kann β bei der Simultanfällung von $\beta = 1,5$ auf z. B. $\beta = 1,2$ vermindert werden, sodass die Fällmitteldosierung und damit der Anfall von Fällschlamm insgesamt sogar geringer sein kann. $\ddot{U}_{S_{P,Fäll}}$ ist bei Einsatz von Al um ca. 22 % geringer als bei Einsatz von Fe.
- 8) Bei $T_{Bem} = 10 \text{ °C}$ ist \ddot{U}_S um ca. 4 % bis 6 % geringer und V_{BB} entsprechend größer.
- 9) Gesteigerte biologische P-Elimination durch Rückführung des Rücklaufschlammes in ein vorgeschaltetes Anaerobbecken für alle Varianten. Ohne Bio-P-Elimination steigen der Fällmittelverbrauch und $\ddot{U}_{S_{P,Fäll}}$ um den Faktor 2 bis 3.
- 10) $C_{TS,AN} = 15 \text{ mg/L}$ und $C_{P,AN} = 1 \text{ mg/L}$; Bei $q_{E,d} = 200 \text{ L/(E·d)}$ sind $b_{TS,AN,E,d} = 3 \text{ g/(E·d)}$ und $b_{P,AN,E,d} = 0,2 \text{ g/(E·d)}$. Zugabe von Fe mit $\beta = 1,5$.
- 11) Mit N- und P-Elimination. Technische Faulgrenze $\eta_{abb} = 85 \text{ %}$ für Bemessung und $\eta_{abb} = 87 \text{ %}$ für Jahresmittel; 70 % der oTM im PS leicht abbaubar (unabhängig von t_{VK}); 40 % bis 50 % der oTM im \ddot{U}_S leicht abbaubar, invers abhängig von $t_{TS,BB}$.
- 12) Statische Eindickung des PS auf $TR_{PS} \approx 4 \text{ %}$ & maschinelle Eindickung des \ddot{U}_S auf $TR_{\ddot{U}_S} \approx 7 \text{ %}$. $TR_{RS} = 5 \text{ %}$ bis 6 % und $TR_{FS} = 3 \text{ %}$ bis 4 %. Im zweiten Faulbehälter einer zweistufigen Fäulung oder im Nacheindicker kann Faulwasser abgetrennt werden, sodass TR_{FS} ggf. auf 4 % bis 5 % erhöht werden kann.
- 13) Abbauspezifische Gasproduktion von $0,95 \text{ m}^3 \text{ i. N./kg}$ für PS und $0,85 \text{ m}^3 \text{ i. N./kg}$ für PS für \ddot{U}_S . Obere Werte bei Zugabe von extC.

Anhang A.3 – Abwasserzusammensetzung der untersuchten Standorte

Tabelle A.3: Standortdaten und Abwasserzusammensetzungen der untersuchten Kläranlagen.

				Kayseri, Türkei ^{b)}	Konya, Türkei
1.	Ausbaugröße	E		800.000 (Ist: 1.300.000)	1.000.000
2.	Entwässerungssystem	%		Mischsystem	Mischsystem
3.1	T_{Abwasser}	min	°C	12,3	8,0
3.2		mittel	°C	19,4	16,0
3.3		max	°C	24,7	24,0
4.	tägl. Trockenwetterabfluss im Jahresmittel	m ³ /d		155.000	165.000
5.	max. Q_m	m ³ /h		10.500	n. b.
6.1	mittlere Tagesfrachten im Zu- lauf	CSB _{hom}	kg/d	125.000	159.000
6.2		CSB _{filt}	kg/d	60.000	n. b.
6.3		BSB ₅	kg/d	55.000	79.700
6.4		TS	kg/d	63.000	80.500
6.5		N _{ges}	kg/d	11.000	12.700
6.6		NH ₄ -N	kg/d	6.800	n. b.
6.7		P _{ges}	kg/d	1.200	2.000
7.1	mittlere Konzentrationen im Zu- lauf	CSB _{hom}	mg/L	806	964
7.2		CSB _{filt}	mg/L	386	n. b.
7.3		BSB ₅	mg/L	355	483
7.4		TS	mg/L	406	488
7.5		oTS	mg/L	291	358
7.6		N _{ges}	mg/L	71	77
7.7		NH ₄ -N	mg/L	44	n. b.
7.8		P _{ges}	mg/L	8	12
8.1	Lufttemperatur im Monatsmittel	T_L min	°C	-10,0	-4,4
8.2		mittel	°C	12,0	11,7
8.3		max	°C	30,0	30,2
9.1	Anfall PS	m ³ /a		630.000	620.000
9.2		t TR/a		17.500	22.300
10.1	Anfall ÜS	m ³ /a		1.500.000	1.120.000
10.2		t TR/a		16.000	10.700

a) Frachten und Konzentrationen vom Ablauf der Vorklärung

b) Primärschlammfäulung

Anhang A.3 – Klimadaten der Standorte Kayseri und Konya

Tabelle A.4: Klimaprofil der Stadt Kayseri (Klima.org, 2017).

KAYSERI	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Minimal Temperatur	-8	-5	-2	3	6	9	11	9	6	3	-2	-5
Maximal Temperatur	4	7	12	18	22	26	30	30	26	19	13	6
Sonnenstunden am Tag	3	4	5	6	9	10	12	11	9	7	5	3
Regentage im Monat	7	6	8	9	9	6	2	1	3	4	6	7

Quelle: <http://www.klima.org/tuerkei/klima-kayseri/>

Tabelle A.5: Klimaprofil der Stadt Konya (Klima.org, 2017).

KONYA	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Minimal Temperatur	6	7	8	10	16	19	22	22	19	15	12	8
Maximal Temperatur	15	16	17	21	26	30	34	33	31	27	23	17
Sonnenstunden am Tag	5	7	8	10	11	12	13	12	11	9	6	5
Regentage im Monat	11	9	6	4	3	1	1	1	1	4	5	11

Quelle: <http://www.klima.org/tuerkei/klima-konya/>

Anhang A.4 – Massenbilanzen Kayseri

Tabelle A.6: CSB Massenbilanzen Kayseri (Versuchsreihen #1 und #2).

CSB - Bilanzen						
Faulbehälter R1	VR #1	Versuchsfaulbehälterinhalt	Input [kg]	Output [kg]	Input ± korrigiert	Δ [%]
		zu Beginn: 0,449 kg	0,484	1,032	0,694	-48,7
	VR #2	zum Ende: 0,239 kg				
		zu Beginn: 0,595 kg	2,783	2,805	2,871	2,3
	VR #2	zum Ende: 0,507 kg				
Faulbehälter R2	VR #1	Versuchsfaulbehälterinhalt	Input [kg]	Output [kg]	Input ± korrigiert	Δ [%]
		zu Beginn: 0,137 kg	0,441	0,474	0,456	-3,9
	VR #2	zum Ende: 0,123 kg				
		zu Beginn: 0,421 kg	1,835	1,733	1,628	-6,4
	VR #2	zum Ende: 0,628 kg				
Faulbehälter R3	VR #1	Versuchsfaulbehälterinhalt	Input [kg]	Output [kg]	Input ± korrigiert	Δ [%]
		zu Beginn: 0,228 kg	0,595	0,610	0,639	4,5
	VR #2	zum Ende: 0,185 kg				
		zu Beginn: 0,554 kg	2,555	2,653	2,552	-3,9
	VR #2	zum Ende: 0,556 kg				
Faulbehälter R4	VR #1	Versuchsfaulbehälterinhalt	Input [kg]	Output [kg]	Input ± korrigiert	Δ [%]
		zu Beginn: 0,145 kg	0,607	0,553	0,559	1,0
	VR #2	zum Ende: 0,193 kg				
		zu Beginn: 0,427 kg	2,338	2,070	2,119	2,3
	VR #2	zum Ende: 0,646 kg				
Faulbehälter R5	VR #1	Versuchsfaulbehälterinhalt	Input [kg]	Output [kg]	Input ± korrigiert	Δ [%]
		zu Beginn: 0,207 kg	0,497	0,509	0,535	4,9
	VR #2	zum Ende: 0,169 kg				
		zu Beginn: 0,428 kg	1,882	1,939	1,833	-5,8
	VR #2	zum Ende: 0,477 kg				

Tabelle A.7: N_{ges} Massenbilanzen Kayseri (Versuchsreihen #1 und #2).

N _{ges} - Bilanzen							
Faulbehälter R1	Versuchsfaulbehälterinhalt			Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #1	zu Beginn:	0,022 kg	0,016	0,019	0,025	23,0
		zum Ende:	0,014 kg				
	VR #2	zu Beginn:	0,038 kg	0,082	0,092	0,089	-3,5
		zum Ende:	0,031 kg				
Faulbehälter R2	Versuchsfaulbehälterinhalt			Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #1	zu Beginn:	0,015 kg	0,015	0,015	0,015	1,8
		zum Ende:	0,014 kg				
	VR #2	zu Beginn:	0,027 kg	0,056	0,050	0,050	-0,5
		zum Ende:	0,033 kg				
Faulbehälter R3	Versuchsfaulbehälterinhalt			Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #1	zu Beginn:	0,014 kg	0,019	0,018	0,018	0,7
		zum Ende:	0,015 kg				
	VR #2	zu Beginn:	0,039 kg	0,076	0,082	0,081	-0,4
		zum Ende:	0,034 kg				
Faulbehälter R4	Versuchsfaulbehälterinhalt			Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #1	zu Beginn:	0,012 kg	0,019	0,018	0,019	5,4
		zum Ende:	0,012 kg				
	VR #2	zu Beginn:	0,015 kg	0,071	0,053	0,061	13,3
		zum Ende:	0,025 kg				
Faulbehälter R5	Versuchsfaulbehälterinhalt			Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #1	zu Beginn:	0,014 kg	0,017	0,017	0,017	1,3
		zum Ende:	0,014 kg				
	VR #2	zu Beginn:	0,025 kg	0,058	0,057	0,055	-3,5
		zum Ende:	0,028 kg				

Tabelle A.8: P_{ges} Massenbilanzen Kayseri (Versuchsreihen #1 und #2).

P _{ges} - Bilanzen							
Faulbehälter R1	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]	
	VR #1	zu Beginn:	1,5 g	1,4	1,8	1,5	-20,8
		zum Ende:	1,4 g				
	VR #2	zu Beginn:	2,0 g	4,2	5,2	4,4	-16,6
		zum Ende:	1,8 g				
	Faulbehälter R2	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
VR #1		zu Beginn:	1,3 g	1,2	1,4	1,2	-14,6
		zum Ende:	1,3 g				
VR #2		zu Beginn:	2,1 g	2,8	3,5	3,2	-9,4
		zum Ende:	1,8 g				
Faulbehälter R3		Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #1	zu Beginn:	1,7 g	1,6	2,0	1,8	-6,7
		zum Ende:	1,4 g				
	VR #2	zu Beginn:	2,1 g	3,8	4,8	4,2	-13,3
		zum Ende:	1,8 g				
	Faulbehälter R4	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
VR #1		zu Beginn:	1,7 g	1,6	2,1	1,8	-12,8
		zum Ende:	1,5 g				
VR #2		zu Beginn:	1,8 g	3,6	4,2	3,8	-11,9
		zum Ende:	1,5 g				
Faulbehälter R5		Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #1	zu Beginn:	1,6 g	1,4	1,7	1,7	-1,2
		zum Ende:	1,3 g				
	VR #2	zu Beginn:	2,2 g	3,0	4,0	3,5	-13,2
		zum Ende:	1,7 g				

Anhang A.5 – Massenbilanzen Konya

Tabelle A.9: CSB Massenbilanzen Konya (Versuchsreihen #3 und #4).

CSB - Bilanzen						
Faulbehälter R1	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [kg]	Output [kg]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #3	zu Beginn: 1,712 kg zum Ende: 1,408 kg	4,130	4,648	4,434	-4,8
VR #4	zu Beginn:	0,616 kg	4,900	4,246	4,882	13,0
	zum Ende:	0,634 kg				
Faulbehälter R2	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [kg]	Output [kg]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #3	zu Beginn: 1,253 kg zum Ende: 1,157 kg	2,250	2,422	2,347	-3,2
VR #4	zu Beginn:	1,016 kg	2,134	1,989	2,085	4,6
	zum Ende:	1,065 kg				
Faulbehälter R3	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [kg]	Output [kg]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #3	zu Beginn: 0,802 kg zum Ende: 0,930 kg	3,479	3,793	3,351	-13,2
VR #4	zu Beginn:	0,569 kg	1,498	1,624	1,608	-1,0
	zum Ende:	0,459 kg				
Faulbehälter R4	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [kg]	Output [kg]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #3	zu Beginn: 0,746 kg zum Ende: 1,080 kg	3,450	3,560	3,117	-14,2
VR #4	zu Beginn:	0,954 kg	2,860	2,769	3,078	10,0
	zum Ende:	0,737 kg				
Faulbehälter R5	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [kg]	Output [kg]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #3	zu Beginn: 1,158 kg zum Ende: 1,045 kg	2,495	2,625	2,607	-0,7
VR #4	zu Beginn:	1,217 kg	2,292	2,182	2,555	14,6
	zum Ende:	0,954 kg				

Tabelle A.10: N_{ges} Massenbilanzen Konya (Versuchsreihen #3 und #4).

N _{ges} - Bilanzen						
Faulbehälter R1	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #3	zu Beginn:	0,136 kg	0,200	0,192	0,252 23,6
		zum Ende:	0,084 kg			
	VR #4	zu Beginn:	0,051 kg	0,181	0,199	0,202 1,4
		zum Ende:	0,030 kg			
Faulbehälter R2	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #3	zu Beginn:	0,078 kg	0,109	0,103	0,109 5,6
		zum Ende:	0,077 kg			
	VR #4	zu Beginn:	0,112 kg	0,075	0,104	0,118 12,1
		zum Ende:	0,069 kg			
Faulbehälter R3	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #3	zu Beginn:	0,068 kg	0,170	0,149	0,156 4,3
		zum Ende:	0,082 kg			
	VR #4	zu Beginn:	0,072 kg	0,108	0,115	0,129 10,9
		zum Ende:	0,052 kg			
Faulbehälter R4	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #3	zu Beginn:	0,101 kg	0,169	0,153	0,168 9,0
		zum Ende:	0,102 kg			
	VR #4	zu Beginn:	0,104 kg	0,105	0,121	0,127 5,0
		zum Ende:	0,082 kg			
Faulbehälter R5	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #3	zu Beginn:	0,081 kg	0,123	0,097	0,104 7,0
		zum Ende:	0,100 kg			
	VR #4	zu Beginn:	0,100 kg	0,084	0,090	0,101 11,4
		zum Ende:	0,082 kg			

Tabelle A.11: P_{ges} Massenbilanzen Konya (Versuchsreihen #3 und #4).

P_{ges} - Bilanzen						
Faulbehälter R1	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #3	zu Beginn:	18,8 g	41,5	35,0	40,8 14,2
		zum Ende:	19,5 g			
	VR #4	zu Beginn:	9,4 g	26,5	32,3	30,0 -7,5
		zum Ende:	5,9 g			
Faulbehälter R2	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #3	zu Beginn:	21,6 g	22,6	21,3	24,7 13,7
		zum Ende:	19,5 g			
	VR #4	zu Beginn:	14,7 g	11,3	13,3	13,2 -0,7
		zum Ende:	12,8 g			
Faulbehälter R3	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #3	zu Beginn:	18,7 g	35,3	32,9	34,7 5,2
		zum Ende:	19,3 g			
	VR #4	zu Beginn:	7,4 g	17,7	17,1	17,9 4,3
		zum Ende:	7,2 g			
Faulbehälter R4	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #3	zu Beginn:	18,1 g	35,0	30,9	32,8 5,9
		zum Ende:	20,3 g			
	VR #4	zu Beginn:	13,3 g	15,4	19,1	17,8 -7,2
		zum Ende:	10,9 g			
Faulbehälter R5	Versuchsfaulbehälterinhalt		Input [g]	Output [g]	Input ± korrigiert	Δ [%]
	VR #3	zu Beginn:	20,7 g	24,8	23,4	24,1 2,9
		zum Ende:	21,5 g			
	VR #4	zu Beginn:	17,2 g	12,1	16,1	15,6 -2,9
		zum Ende:	13,7 g			

Anhang A.6 – Ausgleichungsfunktionen

Ausgleichungsfunktion 27_RS_oW_10_r1

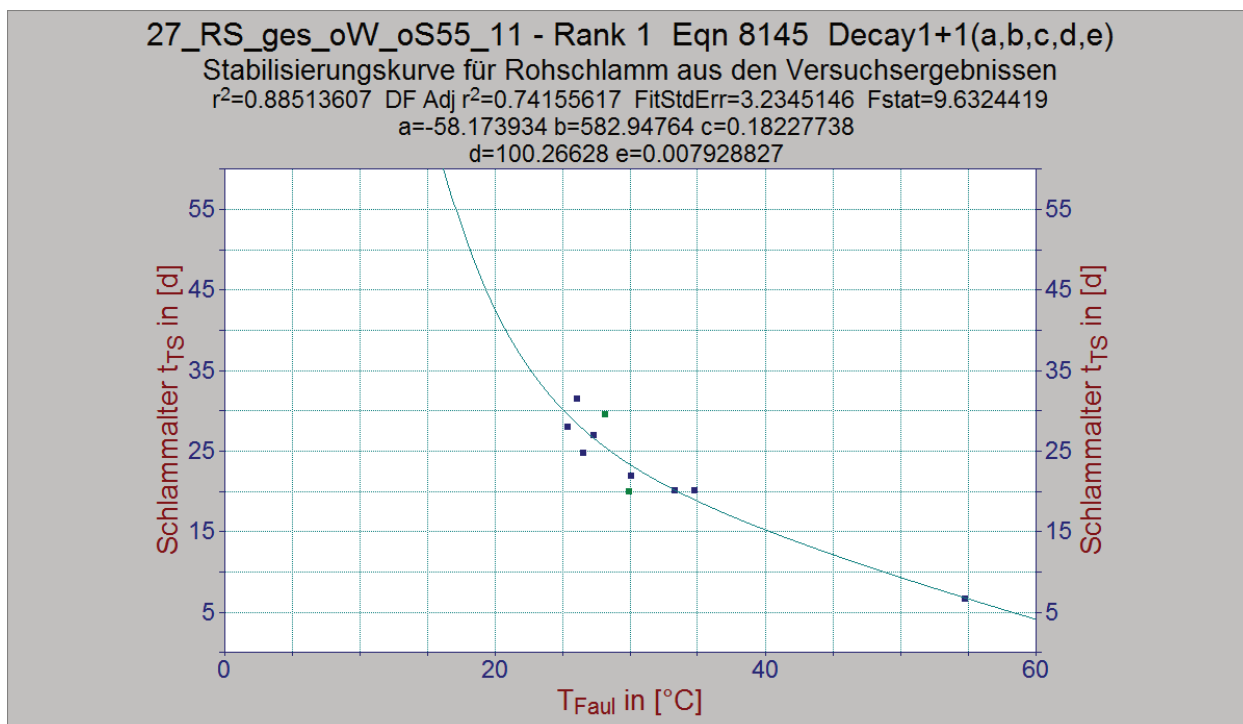


Bild A.1: Ausgleichungsfunktion $t_{TS, Rang\ 1}$ (27_RS_oW_10_r1).

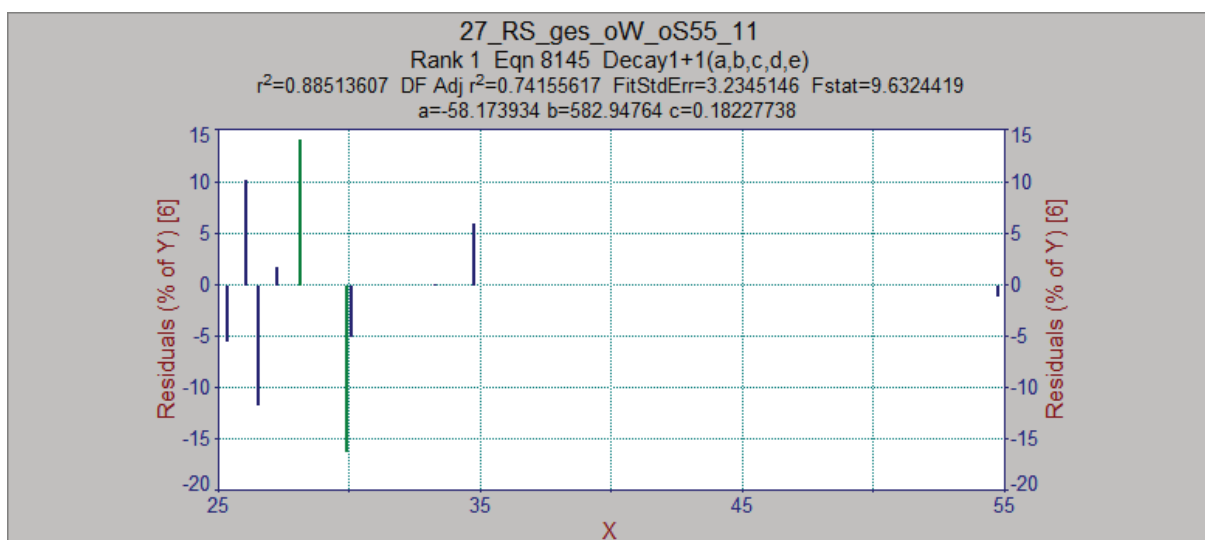


Bild A.2: Abweichungen der Ausgleichungskurve $t_{TS, Rang\ 1}$ (27_RS_oW_10_r1).

Rank 1 Eqn 8145 Decay1+1(a,b,c,d,e)

r ² Coef Det	DF Adj r ²	Fit Std Err	F-value	
0.8851360743		0.7415561672	3.2345146149	9.6324419178

	Parameter	Value	Std Error	t-value	99% Confidence Limits	P> t
a	-58.1739339	19059.91420	-0.00305216	-76910.4666	76794.11870	0.99768
b	582.9476410	65126.49467	0.008951006	-262016.368	263182.2634	0.99320
c	0.182277377	7.137702753	0.025537261	-28.5979582	28.96251296	0.98061
d	100.2662806	17128.32235	0.005853830	-68963.5725	69164.10507	0.99556
e	0.007928827	2.237101193	0.003544242	-9.01238227	9.028239925	0.99731

Area Xmin - Xmax	Area Precision
472.62507746	2.177251e-13

Function min	X-Value	Function max	X-Value	
6.8043071299		54.761176471	29.623469795	25.321425193
1st Deriv min	X-Value	1st Deriv max	X-Value	
-1.702023297	25.321425193		-0.519900608	54.761176471
2nd Deriv min	X-Value	2nd Deriv max	X-Value	
0.0049787923		54.761176471	0.1968465632	25.321425193

Procedure	Minimization	Iterations
-----------	--------------	------------

LevMarqdt	Least Squares	287
-----------	---------------	-----

r ² Coef Det	DF Adj r ²	Fit Std Err	Max Abs Err		
0.8851360743	0.7415561672	3.2345146149	4.1672421135		
Source	Sum of Squares	DF	Mean Square	F Statistic	P>F
Regr	403.1017	4	100.77542	9.63244	0.01437
Error	52.310424	5	10.462085		
Total	455.41212	9			

Date	Time	File Source
Aug 2, 2017	10:18:36 PM	c:\program files (x86)\tablecurve2dv5.01

Ausgleichungsfunktion 27_RS_oW_10_r2

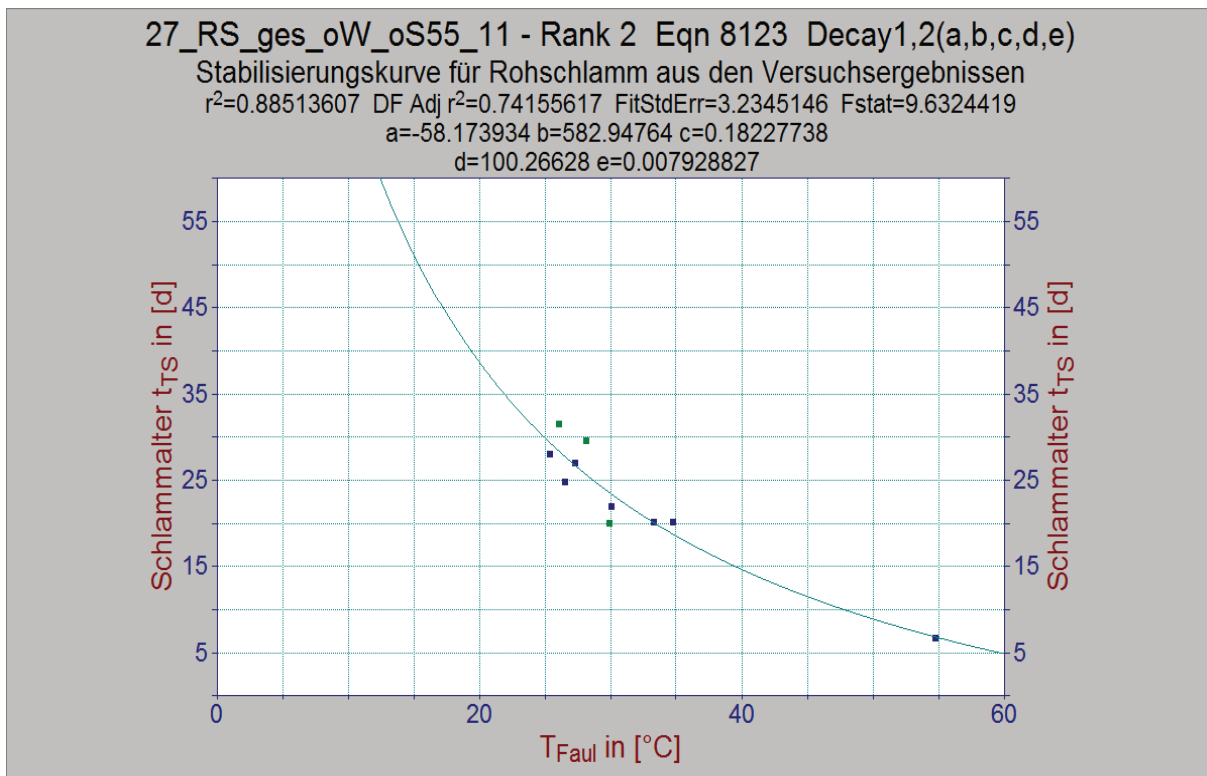


Bild A.3: Ausgleichungsfunktion $t_{TS, Rang\ 2}$ (27_RS_oW_10_r2).

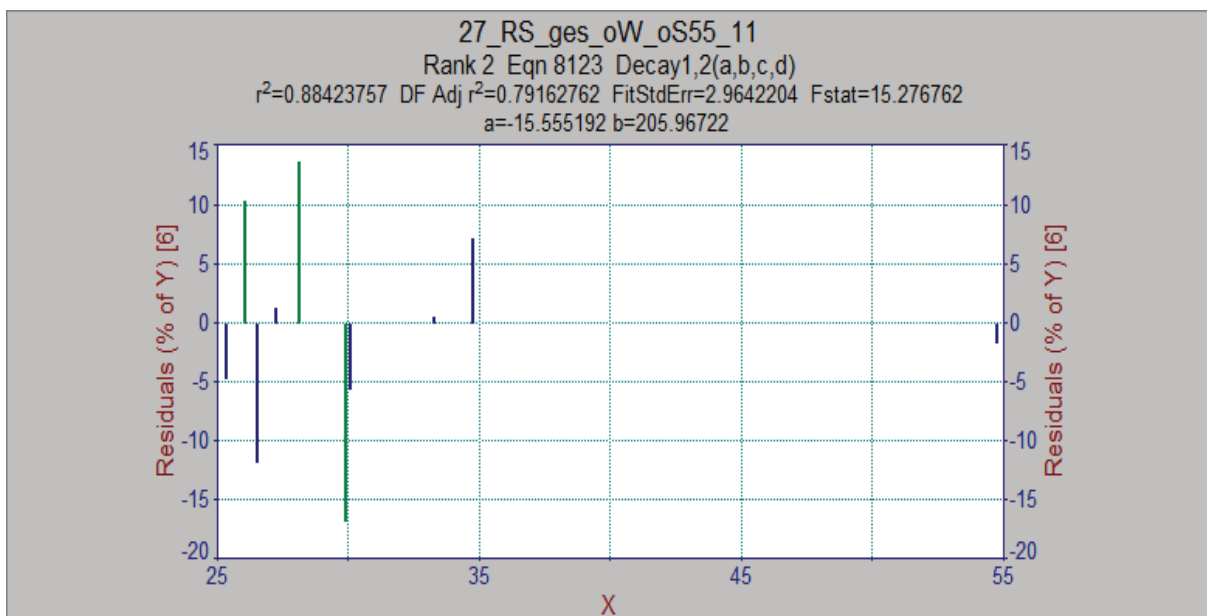


Bild A.4: Abweichungen der Ausgleichungskurve $t_{TS, Rang\ 2}$ (27_RS_oW_10_r2).

Rank 2 Eqn 8123 Decay1,2(a,b,c,d)

r ² Coef Det	DF Adj r ²	Fit Std Err	F-value
0.8842375675	0.7916276215	2.9642203827	15.276762041

	Parameter	Value	Std Error	t-value	99% Confidence Limits	P> t
a	-15.5551920	4720.993640	-0.00329490	-17518.2989	17487.18851	0.99748
b	205.9672154	10486.73514	0.019640738	-38672.8476	39084.78202	0.98497
c	0.003773815	7.123036603	0.000529804	-26.4043711	26.41191870	0.99959
d	0.000635758	0.016894359	0.037631390	-0.06199886	0.063270375	0.97120

Area Xmin-Xmax	Area Precision
463.72011638	5.258083e-13

Function min	X-Value	Function max	X-Value
6.8446740558		54.761176471	29.419867254
1st Deriv min	X-Value	1st Deriv max	X-Value
-1.455711221	25.321425193		-0.403527166
2nd Deriv min	X-Value	2nd Deriv max	X-Value
0.0130160156		54.761176471	0.0887406504

Procedure	Minimization	Iterations
-----------	--------------	------------

LevMarqdt	Least Squares	149
-----------	---------------	-----

r ² Coef Det	DF Adj r ²	Fit Std Err	Max Abs Err
0.8842375675		0.7916276215	2.9642203827

Source	Sum of Squares	DF	Mean Square	F Statistic	P>F
Regr	402.69251	3	134.23084	15.2768	0.00324
Error	52.719615	6	8.7866025		
Total	455.41212	9			

Date	Time	File Source
Aug 2, 2017	10:21:32 PM	c:\program files (x86)\tablecurve2dv5.01

Ausgleichsfunktion t_{TS}/η_{0TR} Verhältnis (Gl. 10-3; Eqn 17; $[y = a + b/x]$)

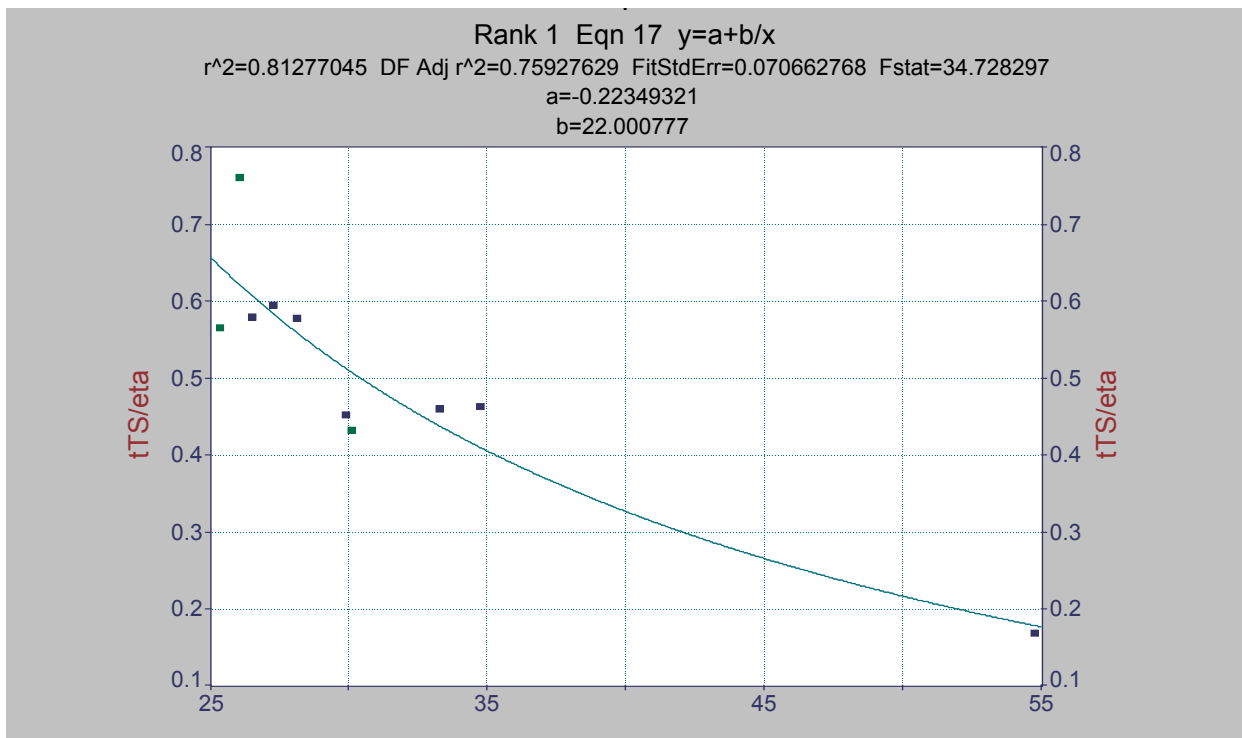


Bild A.5: Ausgleichsfunktion t_{TS}/η_{0TR} Verhältnis (Gl. 6-3).

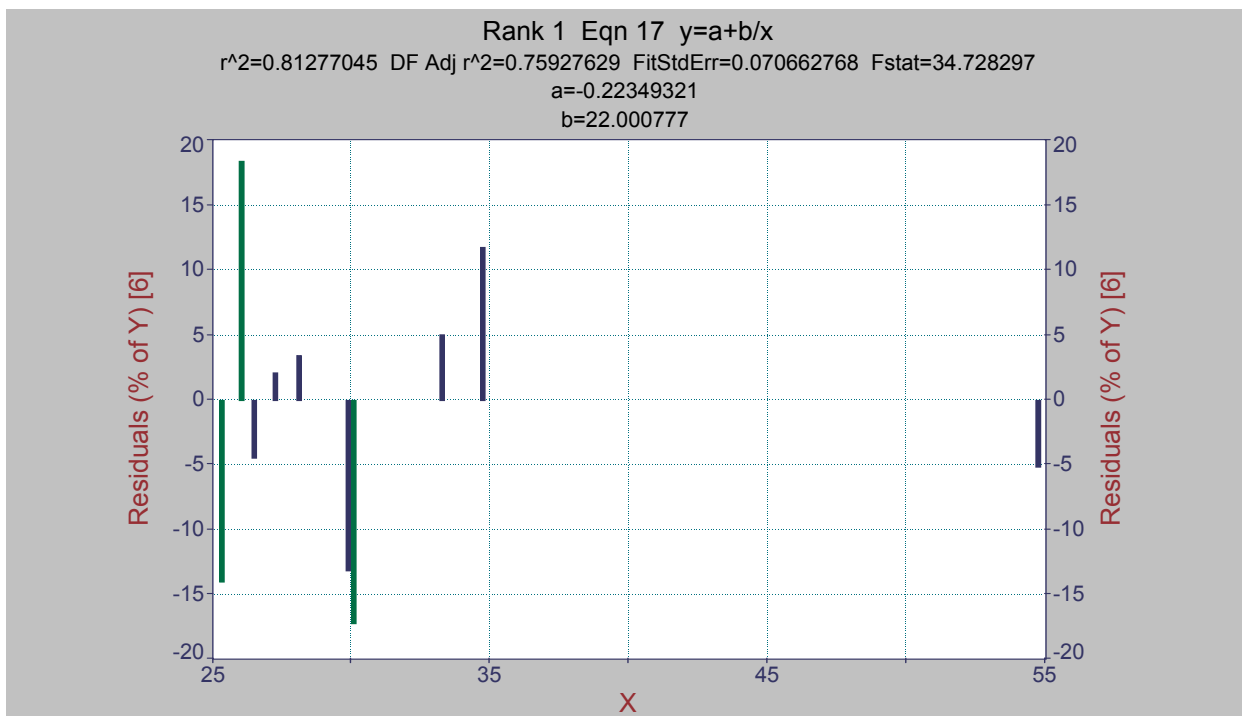


Bild A.6: Abweichungen der Ausgleichskurve t_{TS}/η_{0TR} Verhältnis (Gl. 6-3).

Rank 1 Eqn 17 $y=a+b/x$

r^2 Coef Det	DF Adj r^2	Fit Std Err	F-value
0.8127704473	0.7592762894	0.0706627675	34.728297346

Parameter	Value	Std Error	t-value	99% Confidence Limits
P> t				
a	-0.22349321 0.11369	0.125861721	-1.77570442	-0.64580806 0.198821631
b	22.00077715 0.00036	3.733329108	5.893071979	9.474011296 34.52754301

Area Xmin-Xmax	Area Precision
10.390310506	7.372311e-12
Function min	X-Value
0.1782654508	54.761176471
1st Deriv min	X-Value
-0.034313240	25.321425193
2nd Deriv min	X-Value
0.0002679475	54.761176471

Soln Vector Covar Matrix

Direct LUDecomp

r^2 Coef Det	DF Adj r^2	Fit Std Err	Max Abs Err
0.8127704473	0.7592762894	0.0706627675	0.1399820037
Source	Sum of Squares	DF	Mean Square
	P>F		F Statistic
Regr	0.17340626 0.00036	1	0.17340626
Error	0.039945814	8	0.0049932267
Total	0.21335208	9	

Date	Time	File Source
Aug 5, 2017	6:54:56 PM	c:\program files (x86)\tablecurve2dv5.01

Anhang A.7 – Bemessungsbeispiel nach DWA-Anwenderhandbuch

(nach DWA-Themenband T4/2016)

Im Folgenden wird exemplarisch ein Faulbehälter zur anaeroben Schlammstabilisierung entsprechend der hier erarbeiteten Empfehlungen bemessen. Für den Standort im warmen Klima wird ein Faulbehälter vorgesehen. Ob eine Wärmedämmung erforderlich ist, wird geprüft.

Zusammenstellung der benötigten Eingangsgrößen

Für die Eingangsgrößen wurde eine Vorklärung und eine Belebungsanlage mit Stickstoffelimination für 100.000 E angenommen und in Tabelle A.12 zusammengestellt. Die Eingangsgrößen bilden die Grundlage für die Bemessung der Anlage zur anaeroben Schlammstabilisierung.

Tabelle A.12: Eingangsgrößen für die Bemessung der anaeroben Schlammbehandlung.

Eingangsparameter	Wert	Einheit
tägl. Abfluss Q_d	20.000	m ³ /d
tägliche Primärschlammfracht ($B_{d,PS}$)	3.500	kg/d
tägliche Überschussschlammfracht ($B_{d,ÜS}$)	3.601	kg/d
gelöster CSB ($S_{CSB,ZB}$) im Zulauf BB im warmen Klima	196	mg/L
mittlere Abwassertemperatur im Jahresmittel ($T_{W,aM}$)	30,0	°C
mittlere Abwassertemperatur im Mittel des kältesten Monats ($T_{W,dM}$)	25,0	°C
Klima	tropisch	
mittlere Lufttemperatur im Mittel des kältesten Monats ($T_{L,dM}$)	25,5	°C

Schrittweise Bemessung

Nachfolgend werden die in 11.4 erläuterten wesentlichen Schritte der Bemessung der Faulbehälter aufgezeigt.

Schritt 1: Schlammfrachten

1.1 Primärschlamm:

Aus der täglichen Feststofffracht ($B_{d,TR} = 6.365$ kg TR/d) im Zulauf der Vorklärung mit einer Abscheideleistung von 55 % mit $t_{VK} = 2$ h ergibt sich der tägliche Feststoffanfall zu

3.500 kg TR/d. Der Anteil organischer Stoffe im Primärschlamm (GV_{PS}) liegt üblicherweise in einer Größenordnung um 75 %. In diesem Beispiel wird zur Berücksichtigung eines erhöhten Vorabbaus in der Kanalisation infolge der hohen Abwassertemperatur jedoch von einem etwas geringeren Anteil von 70 % ausgegangen, sodass sich die tägliche, organische Primärschlammfracht $B_{d,PS,oTR}$ wie folgt bemisst:

$$B_{d,PS,oTR} = B_{d,PS} \cdot 0,70 = 3.500 \cdot 0,70 = 2.450 \text{ kg/d}$$

1.2 Überschussschlamm:

Die Ermittlung der täglichen Überschussschlammfrachten erfolgt über die Überschussschlammproduktion in der Belebung. Die Schlammanteile aus der Schlammproduktion entstehen infolge des Kohlenstoffabbaus und aus der Phosphorelimination. Durch die Stickstoffelimination erfolgt keine ÜS-Produktion.

Für die Ermittlung des Anteils aus dem Kohlenstoffabbau erfolgt zunächst die Fraktionierung des chemischen Sauerstoffbedarfs (DWA-A 131, 2016):

$$C_{CSB,ZB} = \frac{B_{d,CSB,hom,ZB}}{Q_d} = \frac{8.200}{20.000} \cdot 1.000 = 410 \text{ mg/L}$$

$$S_{CSB,inert,ZB} = S_{CSB,inert,AN} = f_S \cdot C_{CSB,ZB} = 0,05 \cdot 410 = 21 \text{ mg/L}$$

$$X_{CSB,inert,ZB} = f_A \cdot X_{CSB,ZB} = f_A \cdot (C_{CSB,ZB} - S_{CSB,ZB}) = 0,30 \cdot (410 - 196) = 64 \text{ mg/L}$$

$$C_{CSB,abb,ZB} = C_{CSB,ZB} - S_{CSB,inert,ZB} - X_{CSB,inert,ZB} = 410 - 21 - 64 = 325 \text{ mg/L}$$

Fraktionierung der Feststoffe:

$$X_{TS,ZB} = \frac{B_{d,TS,ZB}}{Q_d} = 2.864/20.000 \cdot 1.000 = 143 \text{ mg/L}$$

$$X_{anorgTS,ZB} = f_B \cdot X_{TS,ZB} = 0,20 \cdot 143 = 29 \text{ mg/L}$$

Schlammproduktion aus dem CSB-Abbau (nach Wichern et al., 2016):

$$X_{CSB,BM} = C_{CSB,abb,ZB} \cdot Y \cdot 1/(1 + t_{TS} \cdot b \cdot F_T)$$

$$\text{mit } F_T = 1,072^{(T-15)} = 1,072^{(25-15)} = 2,00$$

$$Y = 0,67$$

$$b = 0,17 \text{ d}^{-1}$$

$$t_{TS} = 4 \text{ d (Mindestschlammalter für Kohlenstoffabbau)}$$

Schlammproduktion aus dem CSB-Abbau

$$X_{\text{CSB,BM}} = 325 \cdot 0,67 \cdot 1/1 + 4 \cdot 0,17 \cdot 2,0 = 92 \text{ mg/L}$$

$$X_{\text{CSB,inert,BM}} = 0,2 \cdot X_{\text{CSB,BM}} \cdot t_{TS} \cdot b \cdot F_T = 0,2 \cdot 92 \cdot 4 \cdot 0,17 \cdot 2,0 = 25 \text{ mg/L}$$

$$X_{\text{CSB,ÜS}} = 61 + 91 + 21 = 173 \text{ mg/L}$$

$$\begin{aligned} \ddot{U}_{\text{d,C}} &= Q_d \cdot \left(\frac{X_{\text{CSB,inert,ZB}}}{1,33} + \frac{(X_{\text{CSB,BM}} + X_{\text{CSB,inert,BM}})}{(0,92 \cdot 1,42)} + X_{\text{anorgTS,ZB}} \right) / 1.000 \\ &= 20.000 \cdot \frac{\left(\frac{64}{1,33} + \frac{(92 + 25)}{(0,92 \cdot 1,42)} + 29 \right)}{1.000} = 3.355 \text{ kg/d} \end{aligned}$$

Schlammproduktion aus der Phosphorelimination (Bio-P):

$$\begin{aligned} X_{\text{P,BioP}} &= 0,014 \cdot X_{\text{CSB,BM}} + 0,005 \cdot (X_{\text{CSB,inert,BM}} + X_{\text{CSB,inert,ZB}}) \\ &= 0,014 \cdot 92 + 0,005 \cdot (25 + 64) = 1,7 \text{ mg/L} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \ddot{U}_{\text{d,P}} &= Q_d \cdot 3 \cdot X_{\text{P,BioP}} + 6,8 \cdot X_{\text{P,Fäll,Fe}} + 5,3 \cdot X_{\text{P,Fäll,Al}} / 1.000 = 20.000 \cdot \frac{3 \cdot 1,7 + 0}{1.000} \\ &= 102 \text{ kg/d} \end{aligned}$$

Zusammenstellung der Schlammfrachten:

$$\ddot{U}_{\text{d}} = \ddot{U}_{\text{d,C}} + \ddot{U}_{\text{d,P}} = 3.355 + 102 = 3.457 \text{ kg/d}$$

Der Anteil organischer Stoffe im Überschussschlamm ($GV_{\text{ÜS}}$) beträgt 70 %, womit sich eine tägliche, organische Überschussschlammfracht ($B_{\text{d,ÜS,oTR}}$) ergibt von:

$$B_{\text{d,ÜS,oTR}} = B_{\text{d,ÜS}} \cdot 0,70 = 3.457 \cdot 0,70 = 2.420 \text{ kg/d}$$

Schritt 2: Wahl des Behandlungsverfahrens und des Entsorgungsweges

Als Behandlungsverfahren wird eine konventionelle mesophile Kaskadenfaulung vorgesehen. Die Bemessungstemperatur wird mit $T_{\text{Faul}} = 37 \text{ °C}$ angesetzt. Aufgrund der über das Jahr konstant hohen Luft- und Abwassertemperaturen wird auf eine Wärmedämmung der Faulbehälter verzichtet.

Der Überschussschlamm wird maschinell eingedickt. Es ist keine Co-Vergärung vorgesehen. Nach der Faulung soll der maschinell entwässerte Schlamm solar getrocknet und anschließend landwirtschaftlich verwertet.

Schritt 3: Ermittlung des Bemessungsschlammanfalls und -schlammalters

Aus den Eingangsdaten der täglichen Schlammfrachten ergibt sich eine tägliche Rohschlammfracht $B_{\text{d,RS}}$ von:

$$B_{\text{d,RS}} = B_{\text{d,PS}} + B_{\text{d,ÜS}} = 3.500 + 3.457 = 6.957 \text{ kg TR/d}$$

Es wird für das Beispiel von einem Feststoffgehalt des Rohschlammes nach der Eindickung von 5,0 % TR ausgegangen. Damit ergibt sich:

$$Q_{\text{RS,d,Bem}} = 139 \text{ m}^3/\text{d}$$

Das Bemessungsschlammalter wird mit $T_{\text{Faul}} = 37 \text{ °C}$ und $\text{EW} = 100.000 \text{ E}$ gemäß Tabelle 11.6 gewählt zu:

$$t_{\text{TM,FB,Bem}} = 19 \text{ d}$$

Aufgrund der zweistufigen Verfahrensvariante ist eine Abminderung des Bemessungsschlammalters um 25 % möglich (siehe 11.4.3):

$$t_{\text{TM,FB,Bem}} = 19 \cdot (1 - 0,25) = 14,3 \text{ d}$$

Schritt 4: Faulbehältervolumen und Anzahl

Um die Anzahl an Faulbehältern, deren Form und Oberfläche sowie das A/V-Verhältnis festlegen zu können, wird zunächst das Faulbehältervolumen (V_{FB}) berechnet:

$$V_{FB} = t_{TM,FB,Bem} \cdot Q_{RS,d,Bem} = 14,3 \cdot 139 = 1.990 \text{ m}^3$$

Daraus lassen sich die Auslegungsgrößen beispielsweise wie folgt wählen:

Anzahl:	2 x 1.100 m ³ (Innenvolumen)
Form:	Kegelstumpf-Zylinder-Kegel
Wanddicke:	0,32 m
Oberfläche:	743 m ² pro Faulbehälter
A/V-Verhältnis:	0,6

Einschub Kaskadenfaulung

Folgendes Beispiel führt das DWA-Merkblatt 368 (2014) für die bessere Verweilzeitverteilung einer Kaskadenfaulung an:

- ein kontinuierlich durchströmter und ideal durchmischter Reaktor,
- mittlere Verweilzeit von 20 d,
- näherungsweise 5 % der zugeführten Feststoffe mit einer Verweilzeit von < 1 d,
- das Reaktorvolumen auf zwei in Reihe geschaltete Reaktoren wird aufgeteilt,
- mittlere Verweilzeit in jedem Reaktor nur noch 10 d,
- ungefähr 10 % der zugeführten Feststoffe haben im ersten Reaktor eine Verweilzeit von < 1 d,
- von diesen haben wiederum 10 % auch im zweiten Reaktor eine Verweilzeit von unter 1 d,
- insgesamt nur $0,1 \cdot 0,1 = 0,01 = 1 \%$ der zugeführten Feststoffe mit einer Verweilzeit von < 2 d.

Schritt 5: Abbau der organischen Stoffe und Abschätzung des Faulgasanfalls

Der Abbaugrad der organischen Stoffe beträgt für den Primärschlamm $\eta_{oTR,PS} = 50 \%$ und für den Überschussschlamm $\eta_{oTR,ÜS} = 35 \%$. Dabei wird wegen der hohen Wassertemperatur ein verstärkter Vorabbau der organischen Substanz schon auf dem Fließweg zur Kläranlage und in den der Schlammbehandlung vorgelagerten Behandlungsstufen angenommen.

Aus dem anaeroben Abbau im Faulbehälter ergibt sich eine resultierende tägliche Faulschlammfracht von:

$$B_{d,FS} = B_{d,RS} - (B_{d,PS,oTR} \cdot \eta_{oTR,PS} + B_{d,ÜS,oTR} \cdot \eta_{oTR,ÜS})$$

$$= 6.957 - (2.450 \cdot 0,50 + 2.420 \cdot 0,35) = 4.885 \text{ kg/d}$$

Der Feststoffgehalt nach der Faulung im Zulauf der Entwässerungsstufe beträgt:

$$TR_{FS} = \frac{B_{d,FS}}{Q_{RS,d,Bem}} = \frac{4.885}{139} = 35 \text{ kg/m}^3 \text{ (entspricht 3,5 \% TR)}$$

Anhand dessen wird eine Faulschlammmentwässerung mittels Dekanter gewählt.

Der zu erreichende Feststoffgehalt nach der Entwässerung beträgt $TR_{FS,entw.} = 25 \%$. Die Menge an entwässertem Schlamm ($Q_{FS,entw.}$) ergibt damit sich zu:

$$Q_{FS,entw.} = \frac{B_{d,FS}}{TR_{FS,entw.}} = \frac{4.885}{0,25 \cdot 1.000} \approx 20 \text{ m}^3/\text{d}$$

Die Faulgasausbeute für den Rohschlamm beträgt nach Tabelle 3.5 rund $0,44 \text{ Nm}^3$ pro Kilogramm zugeführtem oTR. Die Spannweite der Faulgasausbeute liegt zwischen $0,40$ und $0,50 \text{ Nm}^3/\text{kg oTR}_{zu}$.

Da in der Kanalisation bei den gegebenen hohen Temperaturen ein Vorabbau an leicht verfügbaren organischen Stoffe stattfindet und diese dem Faulprozess nicht mehr zur Verfügung steht, wird eine reduzierte Faulgasausbeute von $0,40 \text{ Nm}^3/\text{kg oTR}_{zu}$ angenommen. Damit lässt sich der tägliche Faulgasanfall ermitteln:

$$Q_{FG,d} = 0,40 \cdot 4.870 = 1.948 \text{ Nm}^3/\text{d}$$

Mit einem Methananteil von 65% im Faulgas ergibt sich die täglich produzierte Methanmenge:

$$Q_{CH_4,d} = 0,65 \cdot 1.948 = 1.266 \text{ Nm}^3/\text{d}$$

Im Vorfeld ist der organische Anteil im Rohschlamm aufgrund des Vorabbaus in der Kanalisation vermindert angesetzt worden, sodass die organische Schlammfracht kleiner ausfiel. Zudem wurde beim Faulgasanfall eine niedrigere Faulgasausbeute angesetzt,

um bei der folgenden Wärmebilanz die verfügbare Prozesswärmemenge nicht zu überschätzen.

Tatsächlich kann der Faulgasanfall auch höher liegen, welches bei der Dimensionierung des Faulgaspfades (Rohrleitungen, Gasspeicher, -fackel, BHKW etc.) zu beachten ist. Dabei sind auch stündliche Spitzen zu berücksichtigen.

Schritt 6: Wärmebilanz

Anhand der Wärmebilanz wird der Wärmebedarf der Faulung inklusive Nebengebäude ermittelt. Auf die Wärmedämmung des Faulbehälters wird verzichtet, wobei sicherzustellen ist, dass der Wärmebedarf der Faulung (mit $T_{\text{Faul}} = 37 \text{ °C}$) für die Rohschlammaufheizung und der Bedarf zum Ausgleich der Transmissionswärmeverluste durch die im Faulgas erhaltene Energie gedeckt ist.

Für die Faulgasverwertung kommt ein BHKW zum Einsatz. Aus der täglich anfallenden Methanmenge kann mit dem Energiegehalt von Methan ($9,96 \text{ kWh/Nm}^3$) der Energiegehalt des Faulgases abgeschätzt werden:

$$E_{\text{Faulgas}} = 1.266 \cdot 9,96 = 12.611 \text{ kWh/d}$$

Mit elektrischen und thermischen Wirkungsgraden von $\eta_{\text{el}} = 39 \text{ %}$ und $\eta_{\text{th}} = 47 \text{ %}$ im BHKW ergibt sich:

$$E_{\text{el}} = 4.918 \text{ kWh}_{\text{el}}$$

$$E_{\text{th}} = 5.927 \text{ kWh}_{\text{th}}$$

Für die Berechnung der Energiemenge zur Rohschlammaufheizung ($E_{\text{RS-Erw}}$) wird die niedrigste Rohschlammtemperatur angesetzt. Die relevante Rohschlammtemperatur entspricht in etwa der mittleren Abwassertemperatur im Monatsmittel des kältesten Monats von $T_{\text{W,dM}} = 25,0 \text{ °C}$. Damit beträgt die zur Rohschlammaufheizung relevante maximale Temperaturdifferenz: $\Delta T_{\text{W}} = 37 - 25 = 12 \text{ K}$. Die erforderliche Energiemenge zur Rohschlammaufheizung lässt sich nach Gleichung (11.7) wie folgt ermitteln:

$$E_{\text{RS-Erw}} = 1,16 \cdot \Delta T \cdot Q_{\text{RS,d}} = 1,16 \cdot 12 \cdot 142 = 1.977 \text{ kWh/d}$$

Die aus Transmissionswärmeverlusten resultierende Energiemenge ($E_{\text{Transm.}}$) hängt von der Temperaturdifferenz und dem spezifischen Wärmedurchgang ab. Üblicherweise wird bei wärmegeprägten Faulbehältern von einem Wärmedurchgangskoeffizienten von

1,21 W/(m² · K) ausgegangen. Darin enthalten ist ein Aufschlag von 10 %, was etwa 0,11 W/(m² · K) entspricht, zur Berücksichtigung von Abstrahlverlusten bei Rohrleitungen und sonstigen maschinellen Einrichtungen.

Im vorliegenden Beispiel eines Faulbehälters ohne Wärmedämmung wird infolge des Wandaufbaus ein Wärmedurchgangskoeffizient von 6,21 W/(m² · K) angesetzt. Dem Wärmedurchgangskoeffizienten liegen in diesem Beispiel ein innerer Wärmeübergangswiderstand von $R_{Si} = 0,00025 \text{ (m}^2 \cdot \text{K)/W}$ und eine Wärmeleitfähigkeit der Stahlbetonwand von $\lambda = 2,5 \text{ W/(m} \cdot \text{K)}$ zugrunde. Unter der Voraussetzung, dass die maschinellen Einrichtungen eingehaust bzw. außenliegende Rohrleitungen etc. wärmegeklämt sind, ist auch hier zur Berücksichtigung der Transmissionswärmeverluste ein Aufschlag von 0,11 W/(m² · K) enthalten.

Die mittlere Lufttemperatur des kältesten Monats beträgt am betrachteten Standort $T_{L,dM} = 25,5 \text{ }^\circ\text{C}$. Dieser Wert wird um 20 % zur Berücksichtigung von Temperaturschwankungen innerhalb des Bezugsmonats abgemindert, woraus sich eine Temperaturdifferenz zur Faultemperatur von $\Delta T_L = 37 - (25,5 \cdot 0,8) = 16,6 \text{ K}$ ergibt.

$$E_{\text{Transm.}} = 6,21 \cdot (2 \cdot 743) \cdot 16,6 \cdot \frac{1}{1000} \cdot 24 = 3.676 \text{ kWh/d}$$

$$E_{\text{RS-Erw}} + E_{\text{Transm.}} = 5.653 \text{ kWh/d} < 5.927 \text{ kWh/d} = E_{\text{th}}$$

Der Wärmebedarf ist, ohne Berücksichtigung des Wärme- bzw. Kältebedarfs (KWKK) von Betriebs- und Bürogebäuden, kleiner als die zur Verfügung stehende Abwärme aus der Faulgasverwertung. Bei Annahme einer erforderlichen Kühlleistung von 60 W für 1 m² Bürofläche könnten bspw. mit einer Absorptionskälteanlage und einer Betriebszeit von 12 h/d aus der Überschusswärme zusätzlich etwa 500 m² Bürofläche klimatisiert werden.

Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, Abt. Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig

Heft 1*	R. Kayser Ermittlung der Sauerstoffzufuhr von Abwasserbelüftern unter Betriebsbedingungen (1967)	
Heft 2	E. Zingler Die Filtration von Abwasserschlämmen – Grundlagen und Modellversuche (1969)	13,- Euro
Heft 6*	E. Zingler Die Filtration von Abwasserschlämmen II – Die Übertragbarkeit von Laboratoriumsergebnissen auf den technischen Betrieb (1970)	
Heft 15	J. Knoch Untersuchung und biologische Reinigung von Sickerwasser aus Mülldeponien (1974)	13,- Euro
Heft 19*	FESTSCHRIFT FÜR HEINRICH HABEKOST Teil 2: Siedlungswasserwirtschaft (1976)	
Heft 21*	R. Stegmann Auswertung und Prognose von Gewässergütedaten, dargestellt am Beispiel von Meßwerten der Oker und ihrer Nebenflüsse (1976)	13,- Euro
Heft 23	K. Korn Metallgehalte im Sickerwasser von Mülldeponien Ergebnisse von zweijährigen Untersuchungen an 14 Deponien (1977)	13,- Euro
Heft 25*	D. Bahrs Konditionieren von Abwasserschlämmen durch Gefrieren (1978)	
Heft 26*	H.-J. Ehrig Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien (1978) zweite erweiterte Auflage (1980)	
Heft 27*	R. Stegmann Reinigung und Verregnen von Müllsickerwasser unter Betriebsbedingungen - dargestellt am Beispiel der Deponie Venneberg/Lingen (1979)	
Heft 28*	W. Walther Beitrag zur Gewässerbelastung durch rein ackerbaulich genutzte Gebiete mit Lössböden (1979)	
Heft 29*	ASPEKTE DES STADTBAUWESENS zum 70. Geburtstag von Heinrich Habekost Teil B: Siedlungswasserwirtschaft	
Heft 33	Gas- und Wasserhaushalt von Mülldeponien INTERNATIONALE FACHTAGUNG (29.09.-01.10.1982) in Braunschweig	20,- Euro
Heft 34*	Anthropogene Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen, Fallstudien 1982 TAGUNG (14.-15. Oktober 1982) in Braunschweig	
Heft 35*	G. Ermel Stickstoffentfernung in einstufigen Belebungsanlagen – Steuerung der Denitrifikation (1983)	
Heft 38	Ablagerung umweltbelastender Stoffe Fachseminar 06.-07. Februar 1985 in Braunschweig	20,- Euro
Heft 39*	Sickerwasser aus Mülldeponien – Einflüsse und Behandlung – Fachtagung 21.-22. März 1985 in Braunschweig	20,- Euro
Heft 40	W. Walther, B. Scheffer und B. Teichgräber Ergebnisse langjähriger Lysimeter-, Drän- und Saugkerzen-Versuche zur Stickstoffauswaschung bei landbaulich genutzten Böden und Bedeutung für die Belastung des Grundwassers (1985)	15,- Euro
Heft 41	H.-J. Ehrig Weitergehende Reinigung von Sickerwässern aus Abfalldeponien (1987)	20,- Euro
Heft 42*	Biologische Stickstoff- und Phosphorelimination in Abwasserreinigungsanlagen Weiterbildungsseminar 26.-27. März 1987 in Braunschweig	

Nach Abtrennung der Abt. Siedlungswasserwirtschaft vom Institut für Stadtbauwesen wird die Reihe ab Heft 43 weitergeführt als:

Veröffentlichungen

des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig

Heft 43*	Rashed M. Y. Al-Sa'ed Untersuchungen zur Nitrifikation von Abwässern mit hohen Ammoniumgehalten in Belebungsanlagen Investigations on nitrification process of ammonium-rich wastewater in single-stage activated sludge systems Braunschweig (1987)	
Heft 44*	Artur Mennerich Beitrag zur anaerob-aeroben Behandlung von Sickerwässern aus Hausmülldeponien (1988)	
Heft 45*	Burkhard Teichgräber Zur Nitrifikation von Abwässern mit geringer Säurekapazität (1988)	
Heft 46	Reiner Boll Zur erhöhten biologischen Phosphorentfernung mit dem Belebungsverfahren (1988)	20,- Euro
Heft 47	R. Kayser, Ch. Wolffson (Herausgeber) Kläranlagen zur Stickstoff- und Phosphorelimination Weiterbildungsseminar 16.-17. März 1989	20,- Euro
Heft 48*	W. Walther (Herausgeber) Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen – Diffuser Nitrateintrag, Fallstudien Weiterbildungsseminar, 21.-22. Februar 1990	
Heft 49	Henning Albers Zur biologischen Reinigung von Sickerwasser aus Sonderabfalldéponien (1991)	20,- Euro
Heft 50	Rolf Kayser (Herausgeber) Vergleich verschiedener Bemessungsansätze zur Stickstoffelimination und Garantien für Belüftungseinrichtungen - Fachtagung 09.-10. September 1991	20,- Euro
Heft 50 E	Rolf Kayser (Editor) Workshop Nitrogen Removal and Aeration Guarantees, September 9 and 10, 1991 (Englische Originalbeiträge)	15,- Euro
Heft 51	Heribert Dernbach Nutzung von Deponiegas mit hohem HKW-Gehalt und Möglichkeiten der Behandlung (1991)	20,- Euro
Heft 52	Christian Wolffson Denitrifikation von speziellen Abwässern mit externen Kohlenstoffquellen (1992)	20,- Euro
Heft 53	Michael Werner Deponiegas zur Denitrifikation von Sickerwasser aus Mülldeponien (1993)	20,- Euro
Heft 54	Klaus Kruse Langfristiges Emissionsverhalten von Siedlungsabfalldéponien (1994)	20,- Euro
Heft 55	Joseph Hölscher Stickstoffbilanz für ein durch Kiesgewinnung gestörtes Grundwasser in einem Wassereinzugsgebiet (1994)	20,- Euro
Heft 56	Gösta Ladiges Expertensysteme für Kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffelimination in einstufigen Belebungsanlagen (1994)	20,- Euro
Heft 57	Thomas Teichfischer Der Einfluß schwankender Abwasserzusammensetzungen auf die vermehrte biologische Phosphatelimination und Möglichkeiten zur Prozessstabilisierung (1994)	20,- Euro
Heft 58	Hartmut Wicht N ₂ O-Emissionen durch den Betrieb biologischer Kläranlagen (1996)	20,- Euro
Heft 59	Thomas Nellenschulte Modell zur Charakterisierung des Entwässerungsergebnisses von Klärschlämmen (1996)	20,- Euro

VERÖFFENTLICHUNGEN

Heft 60	Bernd Zacharias Biologische Stickstoffelimination hemmstoffbelasteter Abwässer am Beispiel eines Eisenhüttenwerks (1996)	20,- Euro
Heft 61	J. Müller, N. Dichtl, J. Schwedes (Herausgeber) Klärschlammintegration – Forschung und Anwendung Fachtagung 10./11. März 1998	20,- Euro
Heft 62	Liendel Chang Auslegung von einstufigen Belebungsanlagen zur Stickstoffelimination bei Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien (1998)	20,- Euro
Heft 63	Martin Steensen Chemische Oxidation und biologische Nachreinigung zur weitergehenden Sickerwasserbehandlung (1998)	20,- Euro
Heft 64	Thomas Dockhorn CSB-Elimination in Abhängigkeit vom Typ des Belebungsbeckens (1999)	20,- Euro
Heft 65	Franziska Gromadecki Anwendungsorientierte Betriebsoptimierung von Sickerwasserreinigungsanlagen (2000)	20,- Euro
Heft 66*	Julia Kopp Wasseranteile in Klärschlammuspensionen – Messmethode und Praxisrelevanz – (2001)	20,- Euro
Heft 67	Lars Keudel Bestimmung des Absetzverhaltens von belebtem Schlamm zur Bemessung von Kläranlagen nach dem Sequencing Batch Reactor (SBR)-Verfahren (2002)	20,- Euro
Heft 68	Markus Engelhart Anaerober Abbau mechanisch desintegrierten Überschussschlammes (2002)	20,- Euro
Heft 69	Rolf Kloss Vergleich von Verfahren und Reaktoren zur anaeroben Behandlung von Substraten mit hohem Anteil an groben suspendierten Feststoffen (2002)	20,- Euro
Heft 70*	Anke Winter Desintegrationsverfahren zur Intensivierung der Schlammfäulung – Großtechnische Vergleiche – (2003)	20,- Euro
Heft 71	Matthias Wittenberg Stoffstromanalyse und Bewertung von Umweltschutzmaßnahmen am Beispiel der Abwasserwirtschaft eines Automobilwerks (2003)	20,- Euro
Heft 72*	Uwe Moshage Rheologie kommunaler Klärschlämme - Messmethoden und Praxisrelevanz - (2004)	20,- Euro
Heft 73	Rayko Jordan Vegetative Behandlung anaerob stabilisierter Klärschlämme (2005)	20,- Euro
Heft 74	Thomas Dockhorn Stoffstrommanagement und Ressourcenökonomie in der kommunalen Abwasserwirtschaft (2007)	20,- Euro
Heft 75	Samir Naser Hag Ibrahim Structure, Function and Formation of Anaerobic Granular Sludge (2008)	20,- Euro
Heft 76	Stefanie Wolter Untersuchungen zur Substratabhängigkeit des heterotrophen Ertragskoeffizienten (2009)	20,- Euro
Heft 77	2. Internationales Symposium Abwasserrecycling 04. - 06.11.2009 "Abwasserrecycling – Chancen und Risiken" Tagungsband	20,- Euro
Heft 78	Kai Klinksieg Charakterisierung des Absetzverhaltens von kommunalen Klärschlämmen mit Hilfe rheologischer Messungen (2010)	20,- Euro
Heft 79	Lars Günther Großtechnische Nährstoffrückgewinnung und Schadstoffausschleusung aus kommunalen Klärschlämmen (2011)	20,- Euro
Heft 80	Mohamed Rabie Mohamed Ghazy Sustainable Sewage Sludge Management in Egypt Based on Life Cycle Assessment (2011)	20,- Euro

Heft 81	3. Internationales Symposium Abwasserrecycling 21. - 22.11.2011 "Re-Water Braunschweig" Tagungsband (2011)	20,- Euro
Heft 82	Katrin Bauerfeld Einfluss klimatischer Randbedingungen auf die Klärschlammbehandlung (2012)	20,- Euro
Heft 83	Timur Esemien Untersuchungen zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung der Nährstoff- rückgewinnung aus Klärschlamm (2012)	20,- Euro
Heft 84	4th International Symposium "Re-Water Braunschweig" – Quality, Reuse, Global Aspects, 06. - 07.11.2013 Conference Proceedings (2013)	20,- Euro
Heft 85	Daniel Klein Untersuchung und Bewertung von Verfahren zur Stickstoff- und Phosphorrückge- winnung innerhalb des Gesamtsystems aus Abwasserreinigung, Nährstoffrecyc- ling und Landwirtschaft (2014)	20,- Euro
Heft 86	Xin Wu Entfernung von Microcystin-LR und ausgewählten Arzneimitteln mit biologisch ak- tiven Filtern (2014)	20,- Euro
Heft 87	5th International Symposium „RE-WATER Braunschweig“, Integrated Concepts, 02. – 03.11.2015 Conference Proceedings (2015)	20,- Euro
Heft 88	Helen Feldhaus Klärschlammbehandlungskonzepte für Industriezonen am Beispiel Vietnams (2016)	20,- Euro
Heft 89	Robert Mieske Anaerobe Schlammstabilisierung bei Faultemperaturen unter 35 °C – Erweiterung deutscher Bemessungsregeln (2017)	20,- Euro

***) vergriffen**

**Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft
der Technischen Universität Braunschweig**

Heft 89

**Herausgeber:
Gesellschaft zur Förderung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft
an der Technischen Universität Braunschweig e.V.**

This work is licensed under a CC-BY 4.0 International License.